中国现代海洋科学丛书

海洋环境科学

MARINE ENVIRONMENTAL SCIENCE

邹景忠 主编

山东教育出版社

“丛书”诚祝世界进入海洋世纪

- 中国第一套全面、系统论述海洋科学的丛书。
- 宋健院士担任顾问，曾呈奎资深院士担任总主编。
- 海洋科学各领域的权威专家和知名教授执笔。
- 论述海洋科学的理论、历史、现状和发展。
- 理论创新多，实践应用广。

责任编辑／韩义华　装帧设计／张 晶　易 成

“中国现代海洋科学丛书”书目

中国海洋学史
海洋生物学
海洋物理学
物理海洋学
海洋化学（上卷、下卷）
海洋地质学
海洋环境科学
海洋工程
海洋经济学


ISBN 7-5328-4795-0
9 787532 847952
ISBN 7-5328-4795-0
定价：44.50元

中国现代海洋科学丛书

海洋环境科学

MARINE ENVIRONMENTAL SCIENCE

邹景忠 主编

山东教育出版社

图书在版编目(CIP)数据

海洋环境科学/邹景忠主编.—济南:山东教育出版社,2004

(中国现代海洋科学丛书)

ISBN 7-5328-4795-0

Ⅰ.海… Ⅱ.邹… Ⅲ.环境海洋学 Ⅳ.X145

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2005)第 000429 号

中国现代海洋科学丛书

海 洋 环 境 科 学

邹景忠 主编

出 版 者:山东教育出版社

(济南市纬一路 321 号 邮编:250001)

电 话:(0531)2092663 传真:(0531)2092661

网 址:http://www.sjs.com.cn

发 行 者:山东教育出版社

印 刷:山东新华印刷厂

版 次:2004 年 12 月第 1 版第 1 次印刷

印 数:1—2000

规 格:787mm×1092mm 16 开本

印 张:26.25 印张

插 页:2 插页

字 数:437 千字

书 号:ISBN 7-5328-4795-0

定 价:44.50 元



▲ 丛书编委会部分成员合影，前排左起第四位为中科院资深院士、丛书总主编曾呈奎，第二排右起第一位为本册主编邹景忠。

总序言

我承蒙大家的推崇来担任《中国现代海洋科学丛书》的总主编，感到很荣幸。同时我作为为之奋斗70多年的老海洋科技工作者，看到这套丛书出版自然感到由衷的高兴。《中国现代海洋科学丛书》共9部：《海洋生物学》、《海洋物理学》、《物理海洋学》、《海洋化学》、《海洋地质学》、《海洋环境科学》、《海洋工程》、《海洋经济学》和《中国海洋学史》。以上各部学术专著，系统地全面地概述了各个学科100年来，特别是新中国成立后50年学科建设和发展及其学术研究成果，展示了21世纪面临的前沿问题，探讨了解决的途径。经著名专家、著名学者评审，称它们"既有理论创新意义，又有指导实践的实用价值。达到国际先进水平"。各部专著的主编都是我国海洋科学有关方面造诣较深、颇有建树的知名专家学者。这些专著，是他们致力于海洋科研和实践几十年的一个总结，也是留给后人的一笔宝贵财富。

目前，在人口膨胀、资源短缺和环境污染日益突出的背景下，世界上有100多个沿海国家把开发海洋作为基本国策，作为加快经济发展、增强国家实力的战略选择。

近20年来,沿海各国加快了海洋经济发展的步伐。1980年世界海洋产值约3 400亿美元,到1990年达到6 700亿美元,10年翻了将近一番。20世纪90年代以来,世界海洋经济产值平均每年的增长速度为11%。海洋经济已日益成为世界各国国民经济的重要组成部分。根据这种发展趋势,一些有识之士普遍认为:21世纪世界将进入海洋开发新世纪。在新世纪之初出版这套丛书,它的重要意义是可想而知的:它不仅将推动我国海洋科学理论的研究,而且必将促进我国海洋科学和海洋经济的发展,促使人们遵循客观规律,更加健康地开发海洋。

开发海洋必须坚持资源开发利用与生态环境保护同时并举,实现可持续发展战略。这是当代人类面临的双重历史使命,是人类经历了无数痛苦的磨难、总结正反两方面的经验得出的,应当成为人类海洋资源开发与保护必须遵循的规律。海洋是浩瀚的,它的面积占地球表面积的70%以上,海洋资源极其丰富,是资源的宝库、生命的源泉。但实践还告诉我们,海洋资源也是有限的,并不是取之不尽、用之不竭的,海洋环境的承载力也是有限的。众所周知,对海上倾废造成了海洋污染,无限量的捕捞造成了渔业资源枯竭,二氧化碳、甲烷等温室气体大量排放造成了全球变暖,这些教训难道还不应该汲取吗?

海洋开发与保护必须依靠科技进步。由于海洋环境的特殊性,人的天然器官不能适应海洋开发的需要,必须依赖科学技术;尤其是现代海洋开发,没有现代先进的技术装备,就不能进行大深度和高层次的海洋开发。美、英、日、法等国相继提出优先发展海洋科学基础理论和高新技术,以增强其开发管理海洋的能力。世界临海各国均把合理开发利用海洋作为求生存、求发展的战略决策,加大了海洋科技和资金的投入。我国是海洋大国,海洋开发是我国今后的主战场。为此必须加强海洋科技的投入,集中优势力量开发重点基础理论研究和应用基础研究,充分提高我国海洋科学的整体水平和国际竞争力;突出重点,以近海和大陆架区域研究为主,适度向大洋拓展;抓住机遇,融入海洋科学全球化,积极参加全球化研究;加大经费投入,建立国家海洋科学创新的思想库和人才库,把"青岛·中国海洋科学研究中心"建设好。

海洋是全球来往的通道,是资源的宝库,是兴国的发祥地,是人类新的生存空间。把我国新世纪发展战略纳入到海洋强国的轨道上来,是顺乎潮流的强国之道。沿海国家的政治、经济、军事无可选择地与海洋联系在一起,国家的兴衰荣辱也无可选择地与海军力量联系在一起。海洋和海军实际上成了国家战略问题。目前世界正处于和平与发展时期,我国将利用这个国际环境进行现代化建设。但世界并不太平,进入20世纪90年代以来,世界上影响最

大、范围最广又难以解决的热点多发生在海洋上或沿海地区。《海洋法国际公约》生效后，世界各国围绕海洋权益的争夺不断升温，我国海洋权益也面临着严峻挑战，存在着资源被掠夺、岛屿被侵占、国土被分割以及多元化威胁的局面。所以，海洋强国战略事关国家的主权和权益、经济和安全，关系着民族的兴衰。海洋活动本质上是开放性、商业性的活动，它与市场经济、与经济全球化有着天然的联系。我们要利用海洋加强与世界各国的贸易往来和文化交流，促进海洋经济发展。同时，要加快海军现代化建设，改进武器装备，使我国海军成为海防安全的坚强柱石。

我们这套丛书，虽然经过众多专家学者精心努力，但肯定还会有缺点和错误，有一些不尽人意的地方。我们期盼着广大读者提出宝贵意见和批评，也希望就不同学术观点展开讨论，更希望看到更高水平的海洋科学论著问世，让我们为人类海洋事业不断前进不断做出贡献！

山东教育出版社是"全国优秀出版社"，"出精品、成系列、重积累、见长效"是该社的出版特色。这次他们以极大的热情、最高的标准、百倍的努力来策划、编辑、出版《中国现代海洋科学丛书》，付出了很大的心血和资金。值此丛书出版之际，我谨代表编委会对他们的敬业精神表示钦佩，并致以衷心的谢意。

曾呈奎

2004年4月18日

序

环境问题是今后的一个大问题，是目前人类面临的三大问题之一。保护环境是我国的一项基本国策，我们即将进入海洋世纪，不允许我们的海洋环境受到破坏。

海洋环境科学是一门研究人类社会发展活动与海洋环境质量演化规律之间相互作用，以寻求人类社会与海洋环境协同演化和持续发展途径的新兴边缘学科。研究的重点是人类活动对海洋干扰所引起的海洋环境问题及其防治途径。因此，海洋环境科学既是现代海洋科学中的一门新的重要分支学科，又是全球环境科学的重要组成部分，它的学科间相互交叉渗透的特点和综合性是非常突出的，它正处于一种有别于传统学科发展的模式迅速兴起之中。21 世纪海洋环境科学将在海洋科学中占有更重要的地位，得到更大的发展。一方面海洋环境科学将不断吸取海洋其他各学科的最新成就，解决海洋环境问题，另一方面海洋环境保护学的研究发展也必然会促进其他海洋各分支学科的深入发展。由此看来，在进入 21 世纪之初编著出版一本全面系统介绍海洋环境科学研究的内容和研究成果的专著，是有重要的学术意义

和参考价值的，它对学科建设和发展、实施海洋资源的可持续发展，将起到重要作用。

本书系编著者们根据多年来从事该学科研究的成果和经验，结合对大量国内外文献资料的收集分析和综合，较全面系统地从理论上和实践上总结了国内外该学科领域的研究成果和动向，是迄今为止国内外惟一的海洋环境科学专著。可供从事海洋环境保护的科技工作者、管理干部和大专院校有关专业的师生参考。

中国科学院院士

曾呈奎

前　　言

自 1972 年夏召开的“联合国人类环境大会”以来，海洋环境问题和海洋环境保护的科学研究就已开始受到世界各国的关注。1992 年在“联合国环境与发展大会”上通过的《21 世纪议程》把海洋资源的可持续开发与环境保护作为重要的行动领域之一。在《中国 21 世纪议程》中，我国政府将下一个世纪发展的战略目标定为：“建设良性的海洋生态系统，形成科学合理的海洋开发体系，促进海洋经济持续发展。”海洋环境保护与持续发展问题随之也逐步成为国际和国内海洋科学研究的热点。一门新兴的海洋环境科学在迅速发展形成之中。面对将全面开发利用和保护海洋的 21 世纪，根据我国的经济发展已经进入到大规模结构调整的关键时期，也是大幅度压缩高能耗、多污染传统产业的有利时期。我国的生态环境迎来了建国以来的第一个建设高潮，开始从大规模建设时期，从不断向自然资源透支、生态赤字不断扩大的时代，转向利用贸易补偿生态赤字的时期。一是广大人民对生态环境提出了现实的、更高的要求；二是引入市场机制为我们解决环境问题、发展环保产业提供了强大的动力；三

是大规模的产业结构调整使我们有条件缓解生态压力,淘汰污染企业;四是全球化为我国生态环境建设提供了另一强大力量。中国现代海洋科学丛书编辑委员会在组织编写的《中国现代海洋科学丛书》中设立《海洋环境科学》卷,其用意是显而易见的。它要求系统、全面地概述海洋环境科学各分支学科的建设与发展及其学术研究成果。然而迄今我们尚未见到国内外有系统、全面论述海洋环境科学的专著,没有成熟的样本可以借鉴。因此当我们接受编写此书的委托时,感到是一件光荣而又十分艰巨的任务。

本书着重将我国近年来各分支学科的研究成果置于世界海洋环境科学的发展框架中加以论述,其中有许多内容是本书作者们多年来潜心研究的成就。全书共九章,由三大部分(三篇)组成:第一、二章为总论属第一篇,主要介绍海洋环境和海洋环境保护的基本特征和基本概念。第三、四章属第二篇,主要内容是根据我国已有的监测资料概述我国近海的环境质量状况并主要介绍若干管理法规和制度。第五、六、七、八、九章构成本书的第三篇,分别从海洋环境水动力学、海洋环境化学、海洋环境生物学、赤潮科学及21世纪海洋环境科学发展趋势等方面,重点论述海洋环境科学在这些领域内的研究内容、进展的趋势。海洋环境科学的基础研究和应用基础研究是提供实现海洋可持续发展战略目标的科学依据。因此我们考虑把全书的重点放在第三篇是适宜的,在内容上我们尽可能将立足于国内实际与国际的科技研究的前沿相结合。

各章的主要执笔人员是:第一章　邹景忠、吴景阳;第二章　吴景阳、邹景忠;第三章　俞志明、郝建华、邹景忠;第四章　霍文毅、于仁诚、宋秀贤;第五章　霍文毅;第六章　宋秀贤、俞志明、吴景阳、孙晓霞;第七章　于仁诚、周名江、邹景忠;第八章　邹景忠、周名江、俞志明、周成旭、于仁诚、颜天、孙晓霞、韩笑天;第九章　邹景忠、俞志明、吴景阳、于仁诚、周成旭。

全书由中国科学院海洋研究所邹景忠研究员统稿定稿,张景镛研究员进行了审校。另外,王凡研究员对第五章提出了宝贵修改意见,张炎同志参加了部分内容的文字输入、修改,谨此致谢。我们在编写过程中虽力求系统地反映海洋环境科学研究的新成果、新动向,但因时间紧迫、水平有限,不免仍会有不妥、疏漏甚至错误之处,望广大读者批评指正。

本书还得到国家自然科学基金委员会"九五"赤潮重大基金(39790110)和杰出青年科学基金(40025614)的鼎力支持,谨致谢忱。

中国科学院海洋研究所
邹景忠
于2004年元月汇泉湾畔

目　录

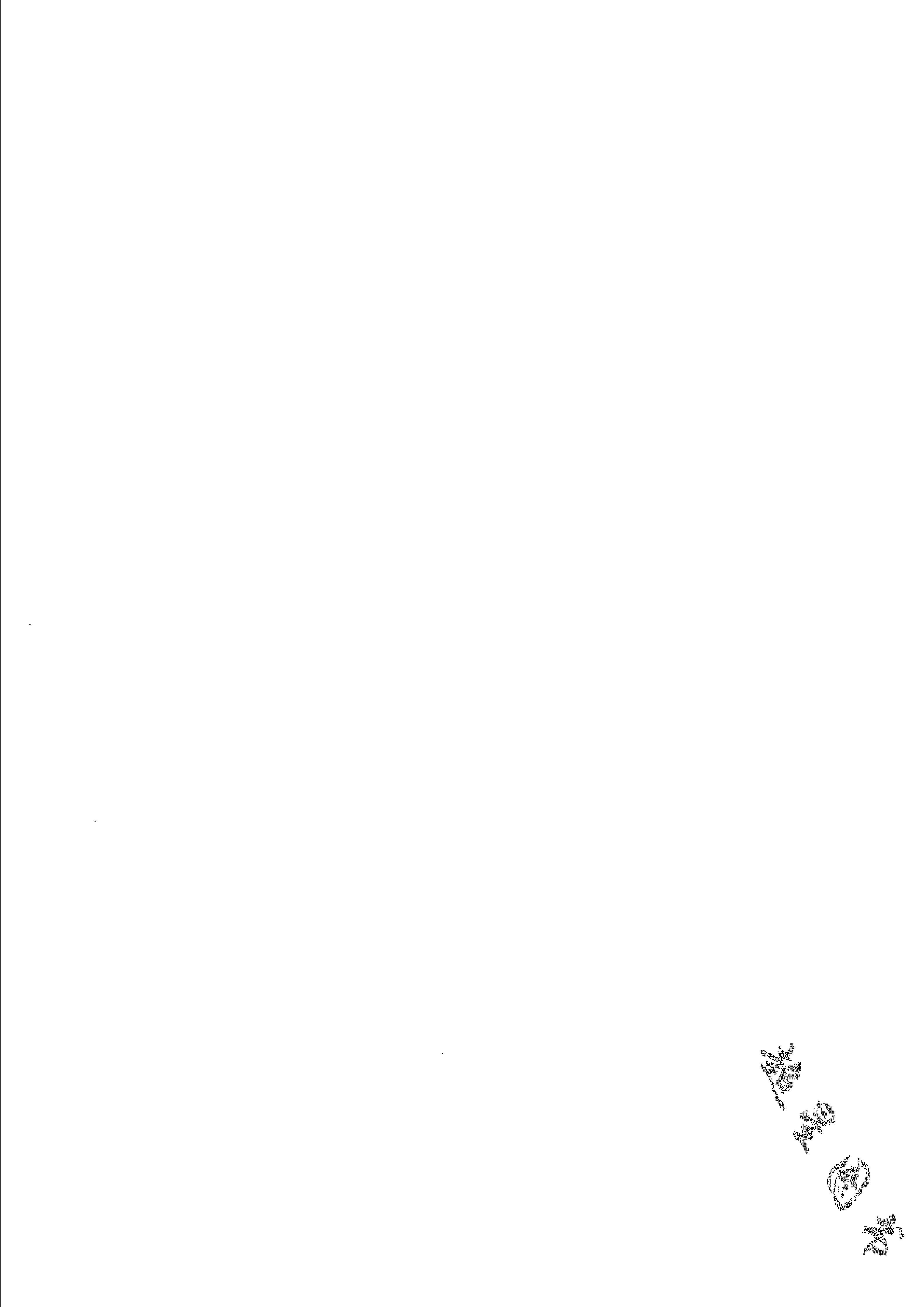
第三篇 海洋环境科学研究

Contents

第一篇







第一章　绪　　论[①]

占地球表面积71%的海洋是人类共有的巨大资源宝库,是"全球生命支持系统的一个基本组成部分,是一种有助于实现可持续发展的宝贵财富"《联合国—21世纪议程》。同时,国际社会特别是国际科学界,已广泛认识到人类正面临着重要而急迫的全球海洋环境问题。1992年6月,在巴西里约热内卢召开的联合国《环境与发展》大会,联合国和我国政府都把海洋环境保护列入"21世纪议程"和《中国海洋—21世纪议程》的优先项目计划,并强调为了实现环境可持续发展,发展海洋环境科学是至关重要的。1995年11月,联合国政府间海洋学委员会(IOC)召开的研讨会上达成"防止海洋遭受来自陆地污染的全球行动计划",1996年3月,联合国海洋环境保护专家组(GESAMP)召开讨论寻求解决"海洋环境状况"的最佳方案,并决定制定关于2000年海洋健康的方案。

保护环境是我国的一项基本政策。我国海洋环境保

① 本章作者:邹景忠、吴景阳。

护工作始于1972年的首次渤海环境污染调查。通过近30年的不间断海洋环境质量监测、调查和保护研究，海洋环境科学才从无到有、从小到大、由浅及深地发展起来，为推动这门学科自身理论建设和环境管理做出了世人瞩目的成就。

第一节　海洋环境特征

一、海洋环境的概念

广义的海洋环境是指地球上连成一片的海和洋的总水域，包括海水、溶解和悬浮于水中的物质、海底沉积物，以及生活于海洋中的生物。因此，海洋环境是一个非常复杂的系统。在不同的学科中，海洋环境一词的科学意义也不尽相同。

对于海洋环境科学而言，研究的海洋环境主要是指受人类活动影响下生物生存的环境，包括人为影响下的自然环境（如受污环境、退化环境等）和经人工建造的人工环境（如养殖生产环境、旅游环境等），并不泛指不受人为影响下的生物周围的所有自然环境中的物理环境、化学环境、地质环境和生物环境的总体。海洋环境科学与环境保护所研究的环境问题是人为因素所引起的环境污染与生态破坏问题，而不是海洋自然灾害（如风暴潮、巨浪等）或一般生态变化问题。在《中华人民共和国环境保护法》中，明确指出：环境是指影响人类生存和发展的各种天然的和经过人工改造的自然因素的总体，这个自然因素的总体，一是包括了各种天然的和经过人工改造的，二是并不泛指人类周围的所有自然因素，而是指对人类的生存和发展有明显影响的自然因素的总体。这就是一般海洋学家所说的海洋环境研究与海洋环境保护学家所说的海洋环境问题研究差别所在，不仅海洋环境的概念不同，研究思路和方法有差别，而且研究结果的服务对象也有不同。

二、海洋环境的类型和特性

（一）海洋环境的类型

海洋环境是一个非常复杂的系统，目前尚未形成统一的分类方法。一般可按照海洋环境的区域性、海洋环境的要素和人类对海洋环境的利用管理或海洋环境的功能等进行分类，按海洋环境的区域性可分为河口、海湾、沿岸海域、近海、外海、大洋等。按海洋环境要素，可分为海水、沉积物、海洋生物及海

面上空大气等环境。从环境功能和管理的角度，可分为旅游区、海滨浴场、自然保护区、渔区、养殖区、石油开发区、港口、航道区等。不同的功能区，对环境质量的要求不同，保护的程度、管理的方式和要求亦不相同。

（二）海洋环境的特性

世界海洋中所发生的各种自然现象和变化过程是有自身的特点，从环境的自然属性和功能考虑，海洋环境至少具有以下三大特性。

1．整体性与区域性

海洋环境的整体性指的是环境的各个组成部分或要素构成一个完整的系统，故又称系统性。海洋环境的区域性或称区域环境指的是环境特性的区域差异，不同地理位置的区域环境各有其不同的整体特性。海洋环境的整体性和区域性特点，可以使人类选择一条包括改变、开发、破坏在内的利用自然资源和保护环境的道路。

2．变动性和稳定性

海洋环境的变动性，是指在自然和人为因素的作用下，环境的内部结构和外在状态始终处于不断变化之中。而稳定性是指海洋环境系统具有一定的自我调节能力，只要人类活动对环境的影响不超过环境的净化能力时，环境可以借助自身的调节能力使这些变化逐渐消失，其结构和功能得以恢复。

3．海洋环境容量大

全球海洋的容积约为 $1.37\times10^{9}\ km^{3}$，相当于地球总水量的97%以上。海洋作为一个环境系统，其中发生着各种不同类型和不同尺度的海水运动和过程。海水运动或波动是海洋污染物的输运的重要动力因素，任何污染物排入海洋通过环境自身的物理、化学和生物的净化作用，能使污染物的浓度自然地逐渐降低乃至消失。充分利用海洋环境具有容量大的特点，可成为解决陆源污染物出路（污水排放），实行总量控制和污水深水排放的重要途径。

（三）海洋污染的特点

在某种意义上说，海洋污染比河流、湖泊和陆地污染更具有广泛性和复杂性。海洋污染有以下特点。

1．污染源广

人类所产生的废物不管是扩散到大气中、丢弃到陆地上还是排放到河水里，由于风吹、降雨和江河径流最后多半进入海洋。例如，在屋内喷洒的DDT，有一部分挥发于空中，另一部分降落到地面上，挥发空气中的DDT随着大气的漂移会沉降到海洋；降落到地面上的DDT随同垃圾移出室外后，经

降雨、河水径流也会把它带入海洋。所以有人称海洋为一切污物的“垃圾桶”。

2. 持续性强、危害大

来自大气和陆地的一些诸如多环芳烃、有机锡、农药等持久性有机污染物(POPs)长期在海洋中蓄积着，并且随着时间的推移，越积越多。DDT进入海洋后，经过10—50年，才能分解掉50%。进入海洋的污染物通过海洋生物的摄取，而进入生物体内。由于海洋生物对污染物质一般都有富集作用，所以生物体内污染物质的含量比海水中的浓度大得多。例如，把一只正常的牡蛎放到被DDT污染的海水中，一个月后其体内DDT的含量可比周围海水的浓度高7×10^4倍。而且还可以通过海洋食物链进行传递和富集，造成更大的危害。

3. 扩散范围大

进入海洋的污染物，可以通过潮流进行混合，通过环流输运到很远很远的海域，扩散到外洋或邻国领海水域，造成环境纠纷。

4. 污染控制难度大

由于海洋污染的上述三个特点决定了海洋污染控制的复杂性，因而要防止和消除海洋污染难度大，必须进行长期的监测研究和综合治理。

第二节　海洋环境问题

一、海洋环境问题的产生与发展

全球海洋环境或区域环境中出现了不利于人类或生物生存和发展的现象，目前均概括为海洋环境问题。它是当前世界上人类面临的重要问题之一。海洋环境问题的形成是多方面的，但目前所指的环境问题，主要是人类利用海洋环境不当和人为排污所造成的。

长期以来，人类从海洋中获取资源，然后又将使用过的自然物质及废弃物排入海洋，从而参与了自然环境中的物质循环和能量流动，不断影响着海洋环境。过去几千年，人类在生产活动中向海洋排入的污水废物数量较少，海洋具很大的自净能力和足够的环境容量将其分解、稀释、净化，因而造成危害不大。然而，从工业革命以来，特别是19世纪的后半叶，由于科学技术的迅速进步，工农业生产的迅猛发展，人类征服海洋的能力空前提高，每年都有数以亿吨新的各种废水废物排入海洋，日积月累，终于超出了海洋环境容量，加速了环境污染及对生态环境的破坏。近半个世纪以来，世界上相继发生过多起环境污染造成的公害事件。例如，1953—1956年日本的水俣病事件，1955—1972年的痛痛病事件，1983年上海的甲肝病事件等。特别是近些年来，由“温室效

应”引起全球变暖，将可能在本世纪使海平面升高，使居住在沿海的上亿人口受到威胁。南极上空臭氧空洞逐年加大、北极的臭氧层也在迅速被破坏，这将使人类健康和生物构成危害的紫外线直射地球表面的强度增加。

面临全球海洋的众多环境问题，许多国家政府和科学组织都在重视和加强海洋资源的合理开发利用和海洋环境保护的研究，预测未来的人类活动对海洋生态环境和生物资源可能的影响和危害。

二、当前面临的主要生态环境问题

（一）海洋环境污染问题

从全球角度看，近30年来，随着现代工农业迅猛发展和海洋开发活动加剧，人类活动对近海生态环境系统无情的冲击加强了，海洋环境退化和生态破坏正以惊人的速度在加快。根据世界资源研究所的一项最新研究显示，世界上51％的近海生态环境系统因受与开发有关活动导致环境污染和富营养化的影响而处于显著的退化危险之中，其中34％的沿海地区正处于潜在恶化的高度危险中，17％处于中等危险中。欧洲有86％的海岸线处于高度或中等程度的危险之中，亚洲则有69％，这两个州是退化威胁最严重的地区；全世界有近3/4的大陆沿岸100 km以内的海洋保护区域或主要岛屿处于退化的危险境地（表1－1）。

表1－1 受到轻度、中等、高度污染威胁的地区海岸线的百分比

地 区	面临潜在威胁的海岸线的百分比（％）		
	轻度	中等	高度
非洲	48	14	38
亚 洲	31	17	52
北美和中美洲	71	12	17
南美洲	50	24	26
欧洲	14	16	70
前苏联	64	24	12
大洋洲	56	20	24
世 界	49	17	34

资料来源：Dirk Bryant 等，危险中的海岸线：发展给沿海生态系统带来的潜在威胁的索引，世界资源研究所指示生物摘要（世界资源研究所，华盛顿特区，1995），第44页。

近20多年来，我国在近岸海域环境保护工作进行了大量工作，取得了一定成绩。但是，由于人类活动的影响，近岸海域污染范围仍不断扩大，海水水

质呈下降趋势。造成海域污染的主要污染物是无机氮、无机磷，此外还有COD和油类。据1997年统计，渤海、黄海、东海和南海近岸海域无机氮的超标率分别为44%、46%、94%和42%；无机磷超标率分别为16%、47%、81%和38%（战秀文，1999）。

（二）海洋生物多样性下降和资源衰退问题

《联合国生物多样性公约》指出，人类应"关注一些人类活动正在导致生物多样性的严重减少"，并提出"注意到预测、预防和从根本上清除导致生物多样性严重减少或丧失的原因至关重要"。研究表明，近几十年来，海洋生物多样性，由于生境被破坏和过度采伐，正以空前的速度迅速消失。据联合国环境规划署的一份报告估计，在1990—2000年，地球上的物种（包括海洋生物物种）将有10%～15%灭绝；到2050年，地球上物种的25%将有灭绝的危险。虽然我国沿海生物多样性丧失情况迄今尚无系统、全面的调查研究，但从一些研究报告来看，潮间带、近岸海域生物多样性的减少情况也相当严重。例如，青岛胶州湾沧口潮间带，在50年代生物多样，约有150种。60年代以后，因附近化工厂的建设和排污的影响，到70年代初该海滩生物种类大大减少，只采到30种，至80年代只有17种，大型底栖生物尚难发现。

海洋环境的健康与否将在很大程度上制约着海洋生物资源可持续利用的潜力。近40年来，由于人为过度捕捞，海洋环境污染和不合理的开发活动，导致海洋生态系统出现明显的结构变化和功能退化，生物资源衰退、鱼类种群结构逐渐小型化、低质化，如我国渤海现存的底层鱼类资源只有50年代的10%，传统的捕捞对象，如带鱼、真鲷等资源，有的枯竭、有的严重衰退。以带鱼为例，1956—1963年间的年渔获量达10 000～24 000 t，1982—1983年中科院海洋所调查，获鱼类样品200多万尾，其中带鱼只有18尾。而且优势种由过去的大型优质鱼类（小黄鱼、带鱼、真鲷等）被现在的低质小型鱼类（如黄鲫、青鳞鱼、鳀鱼）所代替。可见，海洋生物多样性和生物资源的保护势在必行。另外，生物外来种入侵和引进对特定生态系统结构、功能危害问题，也引起各国的普遍重视。

（三）海洋生境破坏和生态失衡问题

近40年来，由于人类活动的影响，我国乃至世界近岸海域，海洋的生态系统结构和功能都在发生不同程度的变化。目前，一些沿海地区仍在随意围海造田、造地，大量采挖砂石、珊瑚礁，滥伐红树林，向岸滩堆放、处理、处置废弃物。近40年来，我国珊瑚礁已由解放初期的5×10^4 hm^{2}减少到1.5×10^4 hm^2，

海滨滩涂湿地面积累计减少约 1.0×10^6 hm^2，相当于沿海湿地总面积的50%。目前，围海造地使我国沿海湿地面积每年以 2×10^4 hm^2 的速度在减少。一些地区沿海防护林体系的破坏也非常严重。海洋自然景观和生态环境的破坏，造成了大面积海岸侵蚀、淤积，减少了物种资源，加剧了海洋灾害的危害。

（四）有害赤潮问题

有害赤潮是随着世界范围经济发展，沿海地区大量污水和养殖废水排放入海，导致近海富营养化日趋严重，酿成的一种生态灾害。它的发生不仅危害海洋渔业和养殖业，恶化海洋环境、破坏生态平衡，而且赤潮毒素还通过食物链导致人体中毒。赤潮灾害造成的巨大经济损失和对生态环境的严重破坏已使其成为世界三大海洋环境问题之一。中国也是世界上深受赤潮之害的国家之一。自 20 世纪 70 年代以后，赤潮的发生以每 10 年增加 3 倍的速度不断上升。每年赤潮灾害损失从 90 年代初期的近亿元增至 90 年代后期的 10 亿元左右。

（五）全球环境变化及效应问题

“温室效应”不仅会造成海平面上升及沿岸人类的安全，随之而来气候异常与海洋自然灾害的增加，也会对生态环境造成威胁；酸雨、臭氧层破坏引起的紫外线增强等也是海洋生态系统的潜在危险因素。据估算，如果平流层臭氧减少 25%，浮游植物的初级生产力将下降 10%，这将导致水面附近的生物（鱼、贝类）减少 35%。

面临全球海洋的众多环境问题，许多国家政府和科学组织都在重视和加强海洋资源的合理开发利用和海洋环境保护的研究，预测未来人类活动对海洋生态环境和生物资源可能的影响和危害。

第二章　海洋环境保护概论[①]

第一节　海洋环境保护的研究内容(基本任务)

一、海洋环境保护的概念

概括起来说,海洋环境保护就是利用现代环境科学和海洋环境科学的理论与方法,协调人类和海洋生态环境的关系,解决各种海洋环境问题,是保护、改善和创建可持续发展的海洋环境的一切人类活动的总称。因此,海洋环境保护是一项范围广、综合性强、涉及到众多自然科学和社会科学的领域,但它又是以人类与海洋环境为对象,有其独特体系的工作。

二、海洋环境保护发展的历程

人类社会在不同历史阶段和不同国家或海区,有各种不同的海洋环境问题,因而海洋环境保护工作的目标、

① 本章作者:吴景阳、邹景忠。

内容、任务和重点，在不同时期和不同国家也是不尽相同的；而人们对于海洋环境保护的认识，也随着对整个地球环境保护认识的变化，在不断地提高和深化。近半个世纪以来，特别是近20—30年以来，人类对海洋环境保护的认识发生了极深刻的变化，经历了由量变到质变的过程；一门新的关于海洋环境的科学正在脱颖而出。世界各国，特别是发达国家的海洋环境保护工作与陆域的环境保护工作相似，大致经历了三个发展阶段。第一阶段主要发生在20世纪50—60年代，由于工业污染物进入海洋造成海洋水产经济的损失，以及引发像水俣病一类严重的公害事件，一些国家不得不采取限制排污的措施，并对某些工业进行“三废”治理以减少污染。此阶段可称为“三废”限制和治理阶段。1972年6月，联合国在瑞典斯德哥尔摩召开了人类环境会议，并通过了《人类环境宣言》。宣言指出，环境问题不仅仅是环境污染问题，还应包括生态环境的破坏问题；主张把环境与人口、资源和发展联系在一起，从整体上来解决环境问题；对于环境污染问题，也从单项治理，发展到防治。这次会议成为人类环境保护工作的历史转折点。它加深了人们对环境问题的的认识，扩大了环境问题的范围。环境保护工作从此进入了第二个阶段——综合防治阶段。这次大会后成立了联合国环境规划署(UNEP)；在海洋环境保护方面，通过建立“海洋与海岸带规划行动中心(OCA/PAC)”带动了一大批海洋环境保护机构的工作，在全球范围内形成了海洋环境保护网络系统。1974年起，UNEP从大环境观念出发积极推动区域性海洋计划的实施，为全球海洋资源利用与保护做出了重要贡献。在此阶段某些国家已开始有了海洋环境影响评价制度；开展了污染物排海总量控制规划项目。与此相关的海洋环境质量评价、海洋环境自净能力，以及环境容量的理论和方法研究受到了高度的重视，发展迅速。

80年代后，由于发达国家急需协调发展、就业和环境三者的关系，并寻求解决的方法和途径，环境保护工作也开始过渡到一个新阶段，即规划管理阶段。该阶段环境保护工作的重点是制定经济增长、合理开发利用自然资源与环境保护相协调的长期政策。其特点是重视环境规划和环境管理，对环境规划措施，既要求促进经济发展又要求保护环境，既要求有经济效益又要求有环境效益，要在不断发展经济的同时，不断改善和提高环境质量。1992年6月，在里约热内卢召开了联合国环境与发展大会，这标志着世界环境保护工作又迈上了新的征途——探求环境与人类社会发展的协调方法，实现人类与环境的可持续发展。“和平、发展与保护环境是相互依存和不可分割的”；“环境与发展”成为世界环境保护工作的主题。联合国海洋法公约反映在“21世纪议

程"中的内容,是各国有权力和义务保证海洋环境资源的持续利用。因此,国家、区域和全球性的海洋环境管理与发展必须以全新的观念认识和解决海洋环境保护问题。基于持续发展的基本原则,UNEP 着重于海洋环境保护区域行动中的陆源污染控制和海洋环境监测评价等工作内容,并制定了下列基本措施:① 努力尽早实现近岸海洋环境综合管理的战略目标,尤其要防治陆源污染源和沿岸人类活动对海洋环境的不利影响;② 实施海洋环境保护与经济同步发展的战略方针;③ 积极推行区域间的合作与协调工作,维持海洋环境质量的良好状态。

与其他学科相比,我国的海洋环境保护工作的起步时间与其他国家的差距并不算太大。70 年代初,我国已在一些海区开展了大规模的海洋污染调查和海洋环境质量调查研究;随后政府有关部门又出台了一系列海洋环境管理的政策、法令,建立和完善海洋环境监测、保护机构的制度,开展了一系列的污染调查研究和防治项目。但在科研及管理水平上,与一些发达国家相比仍有相当差距。随着我国改革开放步伐的加快,海洋环境保护也正逐步与世界海洋环境保护接轨。

三、海洋环境保护研究的基本任务

概括地说,海洋环境保护研究的目的应是运用先进的科学和技术,在合理开发利用海洋自然资源的同时,深入认识并掌握海洋污染和破坏海洋生态系统平衡的根源与危害,寻找避免和减轻海洋环境破坏的途径和方法,有计划地控制污染对海洋生态环境的破坏,预防海洋环境质量的恶化,保护人体健康,促进海洋经济与海洋环境协调发展,保护海洋环境,造福人民、贻惠于子孙后代。

为实现上述的总目标,海洋环境保护研究的内容是极其广泛和深刻的。但一般地说,大致都围绕以下两个方面:一是保护和改善环境质量,防止因污染和其他人为活动引起的海洋环境质量的恶化和退化,保护和改善海洋生态系统的平衡,保护人体生命的安全和健康;二是合理开发利用海洋资源,保护自然资源;维护生物资源的生产能力,减少或消除养殖业的自身污染,使生产能力得以恢复和扩大再生产。很显然,无论从海洋环境对人类生存发展的重要性,以及海洋自净能力的有限性和生态系统的脆弱性,还是从海洋环境质量已受到和可能受到的破坏性来看,当前海洋环境保护研究的重点区域都应放在近岸区、封闭或半封闭的海湾区及河口区等。



第二节　海洋环境科学研究的理论和方法

一、海洋环境科学

海洋环境保护及其科学研究的现代概念及其基本任务，是在人们亟待解决和预防严重的海洋环境问题的社会需求下迅速发展起来的。可以看出，无论是旧有的海洋科学本身，或是其中任何一门经典的分支学科，都不能完成海洋环境科学研究的目标和基本任务。一门新的研究海洋环境保护的基础理论学科——海洋环境科学也就应运而生，并迅速兴起。尽管，有关海洋环境科学的概念及其内涵还在日益丰富和完善之中，不同的人对它的认知程度也有差别，但海洋环境科学必然会成为整个现代环境科学中不可缺的重要组成部分。因此，海洋环境科学研究的发展也就离不开现代环境科学以"人类—环境"系统为对象而逐渐形成的独特的学科体系。根据现代环境科学的定义，可以认为，海洋环境科学总体上应是一门研究人类社会发展活动与海洋环境演化规律之间相互作用关系、寻求人类社会与海洋环境协同演化和持续发展途径与方法的科学。其目的是要通过调整人类的社会行为，保护、发展和建设海洋环境，防止人与海洋环境关系的失调，维护海洋生态平衡，从而使海洋环境永远为人类社会持续、协调、稳定的发展提供良好的支持和保证。就当前来说，海洋环境科学的研究内容包括：人为活动形成（或产生）的污染物在海洋环境中的行为及其对海洋生态环境的效应和破坏作用；确定当前海洋环境质量恶化、退化的程度和变化规律，及其与人为活动的关系；查明区域海洋环境系统污染物的环境容量及资源开发的承载能力，以寻求防治海洋污染或改善区域海洋环境质量的途径和方法。

二、海洋环境科学的理论和方法

由于海洋环境保护的实际需求及以"人类—环境"体系为特定研究对象的学科性质，决定了海洋环境科学逐步向形成多种学科相互交叉渗透的综合性学科体系发展。另一方面，由于海洋环境科学既隶属现代环境科学体系，又是海洋科学中的一门新分支学科，所以研究海洋环境质量的保护与改善又离不开海洋科学本身及其原有分支学科。事实上，海洋环境科学形成过程中，许多从事海洋环境研究的工作者，原本就是从事海洋科学原有分支学科的，如海洋化学、化学海洋学、海洋地球化学、海洋生物学、海洋生态学、海洋物理和物理海洋学、海洋沉积学及海洋工程学等等；他们都在应用本学科的理论和方法，

研究相应的海洋环境问题。这些研究的深入和发展,使一些学科经过分化、重组形成了一些新的分支学科。例如,仍属自然科学范畴的有:海洋环境物理学、海洋环境化学(或环境地球化学)、海洋环境生物学等。这些新学科,已不同于原来的老学科,因它研究的已不仅是自然规律本身,还包括了人类活动和海洋环境这一对矛盾所产生的相互作用及其规律和机理;但它又是从原学科派生出来的,其理论体系及研究方法与原学科仍有一定的从属关系。这些新学科现阶段的主要任务和理论方法大致如下。

海洋环境物理学。主要是运用海洋水动力学的理论和方法,研究和预测污染物的稀释扩散和宏观的迁移过程;预测区域水环境的物理自净能力和环境容量;计算污染物的入海通量,建立污染物海洋运移的数学模型等,为海洋环境影响评价,海洋环境功能区划和污染物排海总量控制等项目提供科学依据。

海洋环境化学。应用海洋化学,特别是海洋地球化学的理论和方法,研究海洋环境中污染物种类、数量、存在形态,产生机理和迁移转化规律;研究海洋各介质的环境化学质量的演变规律和机理,建立确定海洋环境质量评定的基准和方法;研究运用化学方法防治海洋污染和改善海洋环境质量的方法和技术等。

海洋环境生物学。应用海洋生物学、海洋生态学、生态毒理学、生物地球化学的理论和方法,研究海洋生物与受人为干扰的海洋环境之间的相互作用的机理和规律。它以海洋生态系统为核心,向两个方向发展:一方面,从宏观上研究海洋环境中污染物在海洋生态系统中的迁移、转化、富集和归宿,以及对海洋生态系统结构和功能的影响等,这就形成污染生态学的研究方向。另一方面,从微观上研究污染物对生物的毒理作用和遗传变异影响的机理和规律等,形成海洋生态毒理学这一研究领域。海洋环境生物学研究与发展,为保护和建设海洋生态系,保护海洋生物的多样性和实现海洋生物资源可持续发展提供科学依据。

可以看出,虽然海洋环境科学及其分支学科离不开运用海洋科学各原有分支学科的研究成果,但原有学科的理论和方法又不能满足或替代海洋环境科学的要求。例如,许多污染物本身是人为合成的,在海洋环境中监测这些物质和研究它们在海洋环境中的特有行为,就需要建立新的化学分析方法。对于海洋自然环境中本来就存在的元素和物质,海洋环境科学要求判别出其人为增量,确定环境介质受玷污的程度。又如,海洋环境科学在研究化学物质的存在形态及界面交换等科学问题时,其出发点和目标往往与传统的地球化学

有很大的差别。它研究这些问题的目标是要能说明化学物质的生物可给性，生态环境的效应及其对海洋环境质量的影响等等；它研究要获取的结果，也不仅是定性的趋势和一般性的规律，而要求能在复杂的自然和人为因素造成的海洋环境系统中，定量地表述对海洋环境质量影响的过程。显然，海洋环境科学的边缘学科性和跨学科性的特点也更加突出。因此，海洋环境科学必然要创立新的研究方法，并在现代环境科学理论的总原理引导下发展和完善自己的理论体系。

海洋环境科学除上述一些基础性较强仍属自然科学范畴的分支学科外，还包括若干直接应用的技术性分科和属社会科学范畴的海洋环境管理科学。属技术性科学的有海洋环境工程、海洋环境监测、海洋环境质量评价、海洋污染防治技术等；属社会科学性的有海洋环境管理学、海洋环境经济学和海洋环境法学等。这些分支尽管现阶段未必已形成分支学科，但却都是海洋环境保护科学的重要内容。对于一些大的海洋环境保护科研项目来说，这些分支学科和工作往往结合为一个有机的整体。

海洋环境科学既然是把人和海洋环境体系中若干相互作用和相互依赖的要素组成有机整体来研究，就要广泛应用现代科学中的系统论的原理和方法才能取得有效的结果。要在综合研究的基础上发展本学科特有的系统动力学理论和方法。与此同时，海洋环境科学研究中的各种信息系统的建设和应用对于学科的发展和海洋环境保护工作本身都有重要的意义。

为了研究指导和评价全球海洋污染，联合国 1969 年就成立了海洋污染科学专家组(GESAMP)。30 年来，GESAMP 在海洋环境污染方面做了大量的工作，发表了许多技术报告。例如，轮船装载有害物质的评价、近岸经济发展与环境问题、海洋环境中的油类、生物监测、倾废区的划定标准和模型、海—气间污染物交换、制定近岸水质标准的原则、海底采矿的污染、海洋能发展前景、海洋环境容量、潜在危险品述评、污染物陆—海交换通量、微量污染物的长期效应等。

GESAMP 的另一项工作是编制《海洋的健康》报告。第一篇报告完成于 1981 年，第二篇同样的报告发布于 1990 年 1 月。这两篇报告成为全球海洋环境状况的权威性文献。这些报告阐明了不少关于海洋环境保护研究的观点、理论和技术方法。



第二篇

中国近海环境质量与管理状况



第三章　中国近海环境质量状况[①]

我国拥有漫长的海岸线，海域辽阔、资源丰富，海洋经济在我国的国民经济中占有极为重要的地位。但近年来随着我国经济建设的快速发展，近海污染、海洋环境质量的退化和生态破坏越来越严重，已成为制约我国沿海地区经济持续发展的重要因素之一。

环境质量是指在一个具体的环境内，环境总体或环境的某些要素对人类生存、繁衍及社会经济发展的适宜程度，是反映人类的具体要求而形成的对环境评定的一个概念。因此，环境质量的优劣是根据人类的某种需求而定的。海洋环境包括海水环境、沉积环境和生物环境，不同环境要素的质量优劣有各自的评价标准。正确了解和评价海域的环境质量是实施海洋科学开发和综合管理的基础。

人类活动是造成海洋环境质量退化和生态破坏的主要因素，主要包括以下方面。

不合理的资源开发活动。例如，某些缺乏科学论证

① 本章作者：俞志明、邹景忠。

的海岸工程(桥梁、防波堤、港口、码头、养殖设施等)建设、填海造地、海底挖采建筑砂石及由此引起的海岸线移动、生态失衡等;陆上不合理的水利水电工程建设,如修建水库、筑坝拦水、蓄水引水量过大等,以及由此引发的感潮域变化、河口盐度升高、入海营养盐减少、渔场变迁等,正在兴建中的长江三峡工程、南水北调工程和黄河小浪底水利工程都是一些特大工程,它们将给河口及近海生态环境带来什么样的影响,都引起国内外各界的关注;某些海洋生物资源的过度开发及由此引起的食物链改变和水产资源的衰退以至枯竭等。

污染物的入海排放。按照入海污染源的类型可分为:陆上污染源,主要是工业废水、城市生活污水和农田施用的化肥、农药等通过河流入海,工矿企业直接入海排放,混合排污口和地表径流等渠道排入近岸海域;海上污染源,主要是各类船舶排污,采油平台排污,事故性溢油,养殖废水排放和其他海洋倾废活动;大气污染源,主要是指扩散于空气中的污染物质通过海气作用进入海洋。我国自1983年颁布《海洋环境保护法》以来,加强了海洋污染的控制和治理,在一定程度上减缓了海洋整体环境质量严重退化的势头,局部海区的环境质量还得到了改善。但是,当前我国海洋环境形势依然十分严峻,据统计,我国每年因海洋污染引起海产品资源的破坏而造成的经济损失可达数十亿元。

这里将在已有研究成果的基础上论述主要污染物质的入海排放及其在我国近海环境中的数量和分布状况,对由于不合理资源开发活动引起的环境质量问题不做具体讨论。

第一节　中国近海环境质量调查

海洋环境污染和质量调查是海洋环境保护工作的基础,其基本任务是掌握海洋环境污染的基线状况和变化趋势,为正确评价海洋环境的质量、制订海洋环境保护政策、决策和实施海洋环境科学管理提供基本依据。自70年代以来,我国对渤海、黄海、东海和南海共约 2×10^6 km^2 的海域,先后进行了百余次较大规模的海洋污染综合调查、专题调查和监测性调查,基本掌握了我国近海海域污染的范围、程度及变化趋势;同时对沿海地区污染源进行了调查,基本查明了我国近海主要污染物的来源、分布、入海途径及入海通量,并对海洋环境污染的变化趋势与污染源的相关性做了分析探讨。

一、海洋环境质量综合调查

(一) 渤海、黄海环境质量调查

1972—1973年间,在卫生部的组织领导下,由辽宁、河北、山东、天津等四

省市协作，对渤海近岸 35 n mile 以内的海域进行了历时两年的污染调查。这是我国进行的首次海洋污染调查，参加调查的有 120 多个单位，对整个海域的 13 个主断面、210 多个站位同时展开调查。调查内容主要包括水温、pH、盐度等水质指标，水质中石油、酚、氰、汞、铬等的含量，底质和生物体内砷、汞的含量，浮游、底栖生物生态调查，局部区域还进行了有机农药、合成洗涤剂的检测等。调查结果表明，石油是该海区主要污染物，检出率达 80%以上，主要来源于胜利、大港、盘锦油田，以及沿岸炼油厂和油轮排放的含油废水；局部海域受其他有害物质的污染较严重；生态调查未见明显异常现象，但局部海域出现一些耐污性生物种类。

1976 年，国家海洋局和辽宁、河北、天津、山东等四省市，在过去工作的基础上，又联合进行了一次更大规模的渤海污染综合调查。整个海区设置 285 个站位，用 4 艘调查船，分别在 5 月(枯水期)和 8 月(丰水期)进行。调查内容包括：水质、底质、水文气象，以及浮游、底栖生物的生态调查。这次调查共采集各类样品 1 万份，获得数据 5 万多个，较全面地掌握了渤海污染状况，并对渤海环境质量进行了深入评价，为在其他海区组织多部门和综合性污染调查提供了经验。

1978—1982 年间，中国科学院海洋研究所、天津市环境监测站等单位，首次在国内运用生态系统的观点，对渤海湾环境质量进行了周年综合调查，重点研究了重金属、石油、有机氯农药和营养盐等污染物的入海通量及其在水质、底质、生物体内的分布和迁移转化规律，率先在国内采用现场调查与模拟实验结合的方法研究了主要污染物的生物效应，用有限元方法建立了该湾潮流场扩散的数值模型，不仅评价了该海湾的环境质量，还对渤海湾的环境自净能力开展了研究。通过这次调查，基本摸清了该湾环境质量基线状况和趋势。

1997 年，国家环保总局会同江苏、山东、河北、天津、辽宁等六省市及下属市县的环保局、国家环保局近岸海域环境监测网等相关单位，联合开展了渤海、黄海近岸海域环境综合调查。调查范围包括整个渤海和南北黄海近岸海域，共设置 271 个监测站位。承担调查任务的“浙海环监”轮，历经五省，航程 1 100 km，完成了对江苏，山东半岛南部、辽东半岛南部的近岸海域监测任务。调查结果表明，整体上渤黄海近岸海域生态环境质量尚好，近岸水质以一类和二类海水为主，沉积物未见异常，生物种类丰富且群落结构稳定。但是，陆源污染物入海量大，导致沿岸海区特别是河口区环境破坏严重，富营养化程度高，调查时发现启东至如东海域出现大面积赤潮；部分重金属在生物体内蓄积含量较高，对人体健康存在潜在性危害。

1998年,国家环保总局和韩国海洋水产部鉴定了中韩双方共同进行黄海环境合作研究协议。韩方的承担单位是韩国国立水产研究振兴院(NFRDI)下属位于仁川的西海水产研究所(WS-FRI),中方的承担单位是中国科学院海洋研究所和近岸海域环境监测网中心站。调查共设24个站位,项目包括DO、SS、COD、油类、TOC、营养盐、重金属(水质和沉积物)、浮游动植物等八大类。分析结果表明,调查海域的水质良好,除韩方沿岸的个别站位的个别项目水质超中国海水水质一级标准外,其余各测站所有项目均达到一类海水标准。目前黄海海域环境污染问题主要表现在沿海各国的近岸海域。根据协议,1999年至2001年双方继续进行合作研究。

(二) 东海近海环境质量调查

1972—1976年间,江苏、上海和浙江等三省市协作,对东海近岸海区、港湾及舟山群岛附近海域进行了东海首次污染调查。参加单位约140个,共采集水质样品近8 000份,底质样品2 100多份,生物样品约100份,获得各种数据11.7万个。检测项目有水质常规指标,水质、底质和生物体中的汞、砷等重金属及生物体内有机氯农药的含量。调查表明,东海沿岸、港口和河口水域的水质已受到一定程度的污染;长江口、杭州湾、吕泗渔场的部分测站,水质中有机物、石油、砷、铜、汞、酚、有机氯农药含量较高。这次东海污染调查初步摸清了东海近岸海域污染状况。

1978—1979年间,国家海洋局联合江苏、上海、浙江、福建等四省市,对东海海州湾至罗源湾近海约1.365×10^5 km^{2}的水域进行了污染综合调查。整个调查使用船只89航次,获得各种数据10余万个。此次调查进一步摸清了东海近海主要污染物质及其分布特征、含量,对其入海通量、途径及入海后的过程进行了深入探索,这对于开展东海近海的污染控制、治理以及加强环境综合管理,都有重要意义。

1984—1986年间,中国科学院负责组织开展了长江三峡工程环境影响项目的研究,由中国科学院海洋研究所和华东师范大学承担其中的“三峡工程对长江口区生态环境的影响及其对策研究”。通过1985年8月至1986年10月13个航次的综合调查与研究,比较系统、全面地阐明了长江口及邻近的东海海域生态环境的基本特点、现状和存在的问题。

1988年春,甲型肝炎流行于上海、江苏、浙江、山东四省市,罹患41万人,造成了极大的经济损失和社会危害。国务院有关部门经过一系列调查研究认为,该次甲肝大流行与生食吕泗海域被污染的毛蚶有关。国家海洋局东海分局和东海水产研究所分别于1990年10月和1991年10月在该海域进行

了毛蚶甲肝病毒污染状况调查。调查中，在长江口、吕泗海域设置17个采样站，其中9个水样站，13个沉积物样站。调查结果表明，除南通市一些海区沉积物样品呈甲肝病阳性反应外，其余样品均为阴性；从流场分析结果看，长江冲淡水对吕泗近岸海域的影响不大。

为了解长江口及其邻近海域海洋污染物和营养盐生物地球化学循环规律，并参与以全球碳循环为研究核心问题的国际地圈—生物圈计划(IGBP)中设立的“全球海洋通量联合研究(JGOFS)计划”、“沿岸带陆海相互作用(LOICZ)计划”，1985—1986年间，国家海洋局与法国国家海洋研究中心联合开展了“东海长江口及其邻近海域污染物及营养盐生物地球化学过程研究”，出版了“*Biogeochemical study of the Changjiang Estuary*”(1990)专著。1992—1999年间，中国科学院海洋研究所与青岛海洋大学等单位进行了“东海陆架边缘海洋通量研究”(1992—1995)和“东海海洋通量关键过程研究”(1996—1999)，取得了一批研究成果，出版了“*Margin Flux in the East China Sea*”(1999)和《东海海洋通量关键过程》(2001)等专著。1996年，中国科学院下属海洋研究所、南海所和地理所率先联合开展了“中国海陆海相互作用及其环境效应研究”(1997—1999)，出版了《长江、珠江口及邻近海域陆架相互作用》(2001)专著。

(三)南海近海环境质量调查

1976—1983年间，广东省环境保护办公室、中国科学院南海海洋研究所、国家水产总局南海水产研究所、国家海洋局南海分局、中山大学等单位协作，对南海近岸海域分区、分期进行污染调查。其中，1976—1978年在珠江口海区进行5个航次的调查，调查海区面积约1×10^4 km²，设测站30多个，获各种数据1万多个。调查结果表明，从深圳湾经万山群岛到上川岛以西海域为中污染区，水质中的石油、底质中的铜、铅、铬、锌、砷，生物体内的锌、砷污染较明显；大濠岛到万山群岛以东海域和担杆列岛到万山群岛的南部海域为轻污染区，仅生物体中的锌、砷和底质中的铅、锌含量稍高些。1978—1980年对粤西海域开展了4个航次的污染调查，调查面积2.5×10^4 km²，布设测站28个，获得各种数据9.6万个。1980—1982年对粤东和广西沿岸3.5×10^4 km²海域进行了调查，设测站25个，获各种数据6 000个。1982—1983年对北部湾2.6×10^4 km²海域进行污染调查，设测站25个；海南岛近岸海域3×10^4 km²，设测站13个。调查项目30项，共获得各种数据700个。

1993—1994年间，厦门大学与香港科技大学合作，对香港维多利亚港和厦门西港沉积物进行了对比研究。现场调查着重探讨有机污染物的分布、来

源及变化过程，采用先进的生物标志物手段来示踪污染物的来源及变化；并采用微生物、底栖硅藻等研究污染物的生态效应。研究表明，维多利亚港沉积物有机氯农药和多氯联苯的含量较低，但石油烃污染相当严重；厦门西港沉积物中的石油烃污染较轻，但残留农药如 DDT 的含量较高，研究表明有近期输入的残留。

1998 年 10 月 8 日—12 月 11 日，国家环保总局继 1997 年对中国渤海海域、黄海海域近岸海域环境综合调查之后，又组织对东、南海近岸海域环境进行了 66 天的综合调查。调查内容涉及自然概况、经济和社会概况、水文、气象、陆地污染源、海上污染源、水生生物、沉积物、海水水质、入海排污口、放射性等 10 类 170 个项目。调查范围为：东海北起长江口北岸，南至福建东山湾，东至 30m 等深线以西近岸海域；南海东起汕头南澳岛，西至广西北仑河，南至 30m 等深线以北近岸海域。共布设监测点位 305 个。

截止 1998 年 12 月 7 日，共采集各类样品 7 641 份，完成监测项目 120 多项。根据这些资料进行初步分析，东、南海近岸海域水质主要受无机氮和无机磷的影响，其次是化学耗氧量和石油类。在调查过程中，一、二、三、四类水质均有发现，从总体来讲，南海水质好于东海，南海水质主要为一、二类。

1999—2000 年间，香港科技大学联合中国科学院海洋所、南海所、国家海洋局二所、南海环境监测中心、中山大学等单位协作，开展了珠江口水域污染研究（PREPP）。结合先进的新技术和传统的方法进行水质、生物水文和气象等项目综合调查，为未来制定监测珠江口水域的计划奠定坚实的科学基础。

（四）全国范围的海洋环境质量调查

1980—1986 年间，根据国务院批准的国家科委、国家农委、中国人民解放军总参谋部、农牧渔业部和国家海洋局下达的“关于开展全国海岸带和海涂资源综合调查的请示”文件精神，沿海十省、自治区、直辖市按照统一规程，对海岸带（从海岸向陆延伸 10 km，向海至 15 m 等深线的浅海狭长地带）进行了历时 7 年，包括环境质量等 13 个专业的综合调查。在 10 省市区沿海的潮间带和浅海区域共设测站 2 261 个，采集各类样品 49 051 个，获基本数据约 25 万个。完成各省市区的环境质量调查报告约 88.5 万字，环境质量调查总报告 84 万字。调查结果表明，全国海岸带环境质量基本良好，但城市毗邻海域和港区水域已受到不同程度的污染。

根据经济发展的需要，1988 年国务院决定开展全国范围的海岛资源综合调查和开发试验工作。1989—1994 年沿海各省市按照国家要求，组织水文、地质、环境、生物、化学等学科的科技人员进行了多学科的环境综合调查工作。

通过研究初步摸清了我国海岛资源状况，较全面地了解了我国主要海岛及其周围海域的自然环境和污染状况，为合理开发和保护海岛资源提供了基础资料和科学依据。

为全面、准确掌握20世纪末我国海洋环境质量状况，1997—1999年国家海洋局组织沿海11个省(自治区、直辖市)和部分计划单列市的海洋管理部门开展了全国第二次海洋污染基线调查。调查面积约2.68×10^6 km²，以近岸海域调查为主，共布设各类测站1 800多个，调查项目100多项，是迄今国内开展的规模最大、覆盖面积最广、内容和项目最齐全的一次基础性海洋环境质量调查。调查结果表明，中国海洋污染快速蔓延的势头得到了一定程度的减缓，但海洋环境质量恶化的总趋势至今仍未得到有效地遏制。

海域污染范围不断扩大，大部分河口、海湾及大中城市邻近海域污染日趋严重。1998年，中国近海海域水质劣于国家一类海水水质标准的面积已达约2×10^5 km²，比1992年扩大近1倍。

近海海域主要受营养盐污染和有机污染，并逐年加重；局部海域油污染和重金属污染仍较突出；人工合成的有毒有机物质在近岸海水、沉积物和海洋生物体内普遍检出。

近岸海洋生物污染损害日趋显著，赤潮等环境污染损害事件频发，海洋生态破坏加剧。50年来，围海造地、开垦滩涂总面积超过7×10^5 hm²，滨海湿地丧失近50%，红树林丧失70%左右，近岸珊瑚礁80%遭到不同程度的破坏。

排海污染的持续增加导致中国海域污染面积越来越大。资源的无序、无度、无偿开发是海洋生态破坏的主要原因。

1998年，沿海地区企业排入近岸海域的工业废水约3.98×10^9 t，占全国工业废水排放总量的19.9%。通过不同途径入海的各类污染物质约1.5×10^7 t，主要是化学需氧物质、氨氮、油类物质和磷酸盐四类，合计占总量的95%以上。其他还有硫化物、锌、砷、铅、总铬、挥发酚、氰化物、铜、镉、汞等。

1999年，海上油(气)田共排放入海含油污水$3.174\ 5\times10^7$ t，入海油量877 t。沿海各类机动渔船排海污水约1.53×10^6 t。

二、海洋环境质量专项调查

1975—1976年间，国务院环境保护领导小组委托山东省环保局，组织中国科学院海洋研究所、国家海洋局北海分局、山东海洋学院(现中国海洋大学)等12家单位，进行了黄海北部及山东半岛南部沿海海域的石油污染调查。此次调查，中国科学院海洋研究所在国内首次采用漂流卡剖析浮油漂流规律，运

用多指标鉴别油样，采用有机地球化学指标分析了海底溢油的可能性。调查结果表明，海面漂油主要来自沿岸的石油工业、海上油轮排放和事故性溢油，从而排除了海底溢油的可能性；一些主要港湾、河口附近受到石油污染较重，对近岸的渔业和养殖业以及海滨环境等造成了一定程度的污染损害。这次调查，为国家及时采取措施防治油污染、保障渔业生产提供了科学依据。

1985年，国家环境保护局主持完成了“中国沿海地区陆源污染调查”工作。调查以1983—1984年度为基准，陆上和海上向海洋排放总污水量为6.22×10^9 t，12种污染物排放总量为3.543×10^6 t。这次调查，为控制陆源污染物提供了依据。

1990—1992年间，由国家海洋局海洋环境保护研究所和第三海洋研究所联合开展了关于中国沿海主要经济贝类污染物残留量分布状况的调查。调查的范围包括从鸭绿江至广西北伦河口的主要港湾、河口及经济贝类较丰富的沿岸区，共设置73个采样点，采集了贻贝、牡蛎、扇贝等23个种类，对样品中铜、铅、锌、镉、铬、汞、砷以及石油、有机氯农药（HCHs、DDTs）和多氯联苯（PCBs）等11种污染物的含量进行了检测。通过本次调查，了解了中国沿海主要经济贝类体内11种污染物的残留水平及空间分布的概况，并对以生物残毒法监测海洋污染的生物指示种进行了探讨。

为了全面准确地掌握我国近岸海域环境污染和生态破坏的程度、趋势及主要原因，国家海洋局于1995年依法对全国陆源排污状况，以及部分重点海区陆源排污对近岸海区环境和资源的损害实施了大规模的调查监测。由国家海洋监测中心组织国家海洋局各分局及下属监测中心，动用中国海监船40余艘次，海监飞机6架次，共获得2万多数据。调查发现中国近海年接纳污水量已达8.6×10^9 t，从一个侧面反映了陆源排污对海洋环境与资源损害的严重性，表明我国近岸海域环境恶化的趋势仍在加剧，控制陆源排污刻不容缓。

1999年初，国家环保总局组织环渤海三省一市及有关涉海部门开展了渤海碧海行动计划环境专项调查。“环境专项调查”的目的是全面摸清影响渤海环境质量的主要污染源和主要污染物及其分布状况，科学评价海域环境质量现状和变化趋势，找出现存的和潜在的主要环境问题，提出相应的对策建议，为制定《渤海碧海行动计划》提供依据。

“环境专项调查”涉及环渤海130个县（市、区）辖区及海域。调查内容包括自然环境和社会概况、自然资源概况和发展规划、近岸海域环境功能规划、海域污染调查与评价、近岸海域环境质量调查与评价、海域生态环境损害和污染灾害事故、近岸海域污染治理状况、海洋环境管理、海洋环境监测和科研等。

调查的基本方法是以检索、搜集现有的资料为主,适当附以增补性的调查。随后编写了《渤海碧海行动计划环境专项调查总报告》。

第二节 中国近海环境质量状况

多年来的调查监测表明,就整体而言,我国沿海的环境质量尚属良好,但近岸海域已受到一定程度的污染,其中不少河口、海湾、港口水域及大中城市和重要工业区毗邻的沿岸海区污染比较严重。

近岸海域主要受营养盐污染和有机污染,并呈逐年加重趋势;局部海域油污染和重金属污染仍较突出;人工合成的有毒有机污染物质在近岸海水、沉积物和海洋生物体内普遍检出。

[有关1985—1993年间黄渤海、东海和南海海水水质质量状况及年际变化,史鄂候等(1995)、陈先芬等(1995)、张有份等(1995)和李仲钦(1995)都做了详细论述,兹不赘述。这里主要评述1995—1997年间的质量状况,文中所引数据除参考范志洁(1999)、战秀文(2000)等论文报告外,主要是引用历年国家海洋局编辑的《中国海洋年鉴》和《中国近海环境质量年报》等]

一、海水环境质量状况

海水是海洋环境的主体,也是大多数海洋生物的栖息场所。通过不同途径入海的污染物首先进入海水并在其中扩散,污染海洋生物和海底沉积物,进而影响人体。

近期调查监测表明,目前我国已有约 $2\times10^5\ km^2$ 的近海海域受到污染和影响,近岸海域水质以超四类海水比例为最高,占30.1%,一、二、三类和四类海水各占23.0%,19.4%,13.3%和14.2%(图3-1)。四个海区比较,以东海海区水质最差。

对我国海水环境质量造成明显影响的主要是氮磷等营养盐物质、油类和有机质,以及铅、汞等重金属。

(一)营养盐污染

1. 氮、磷入海通量

海水中氮、磷等营养盐是海洋生物生长、繁殖所必需的物质,但过量排入又将导致海水富营养化,甚至诱发赤潮,危害生态平衡,破坏生物资源,损害渔业生产,影响人体健康,成为污染海洋主要污染源之一。据统计,1995年全国排放入海的氨氮总量约为47 339 t,其中渤海15 486 t,黄海为14 172 t,东海

图 3－1　我国海区各类水质分布图(详见书末彩图)
(引自国家海洋局,2000)

为9 892 t,南海 7 789 t,分别占该年度氨氮入海总量的 32.7%,29.9%,20.9%和 16.5%。磷酸盐 1995 年排放入海的总量约为 1 180 t,其中南海为 1 115 t,黄海为 65 t,分别占磷酸盐入海总量的 94.5%和 5.5%。表 3－1 为主要沿海市地氨氮的年排放量,除天津市和上海市外,湛江市是氨氮的排放大户,青岛和大连市的排放量也较高。



表 3－1　主要沿海地区(省、市)年排放入海的氨氮总量(t)

市(地)	氨氮入海量	市(地)	氨氮入海量
大连	5 846.5	青岛	5 933.5
葫芦岛	3 581	连云港	630
天津	10 066.4	上海	8 361.1
沧州	76.2	浙江	1 627.3
滨州	16.4	厦门	3.5
东营	1 440.9	湛江	7 789.1
潍坊	200.4	威海	1 259.8
烟台	1 259.8		

2. 氮、磷污染概况

1995—1997 年间各海区的监测结果如表 3－2、表 3－3 所示。由表可见，各海区营养盐的平均值、超标率都逐年增高。1997 年度各海区无机氮实测范

表 3－2　1995－1997 年间各大海区无机氮监测结果 (mg/L)

海区	年	均值	含量范围	超标率	海区	年	均值	含量范围	超标率
渤海	1995	0.182	0.010～1.061	65%	黄海	1995	0.160	0.011～0.885	41%
	1996	0.268	0.036～1.402	60%		1996	0.231	0.006～1.212	58%
	1997	0.200	0.021～0.997	66%		1997	0.196	0.004～0.631	65%
东海	1995	0.677	0.019～5.712	94%	南海	1995	0.270	0.002～1.771	58%
	1996	1.033	0.008～4.273	83%		1996	0.285	0.008～2.999	52%
	1997	1.213	0.037～2.367	96%		1997	0.356	0.009～2.580	61%

表 3－3　1995－1997 年间各大海区无机磷监测结果 (mg/L)

海区	年	均值	含量范围	超标率	海区	年	均值	含量范围	超标率
渤海	1995	0.010	0.001～0.036	17%	黄海	1995	0.016	0.001～0.094	40%
	1996	0.017	0.001～0.063	49%		1996	0.017	0.001～0.084	47%
	1997	0.032	0.001～0.142	68%		1997	0.020	0.001～0.060	56%
东海	1995	0.026	0.002～0.064	85%	南海	1995	0.016	0.001～0.112	38%
	1996	0.023	0.001～0.051	77%		1996	0.011	0.001～0.201	20%
	1997	0.028	0.001～0.063	84%		1997	0.013	0.001～0.053	33%

围为0.004～2.579 mg/L,超标站位达70%以上,四大海区的超标率分别为东海96%、渤海66%、黄海65%、南海61%;无机磷实测范围为0.001～0.142 mg/L,全海区无机磷的超标率达60%以上,四大海区的超标率分别为东海84%、渤海68%、黄海56%、南海33%。

由以上数据可见,近年来我国近海无机氮和无机磷污染愈来愈严重,超标率逐年增加,其主要原因就是陆源污染物的排放。根据1996年国家海洋局监测资料统计和分析,沿海一些主要污染物排放河口和城市排污口及港湾的无机氮和无机磷浓度都很高,如排入长江口海域的上海南区和西区日排污水量分别达到6.84×10^5 t和5×10^5 t,无机氮的平均浓度分别达到35.2 mg/L和20.6 mg/L,生物监测结果表明上海南区排污口上游2 km和下游4 km处监测不到任何生物;珠江无机氮和无机磷的年入海通量分别高达7.08×10^5 t和4.3×10^3 t(中国近海环境质量年报,1997)。富营养化的海域易发生赤潮,严重危害我国的水产养殖业和渔业资源,所以控制陆源污染物的入海量、减轻海域营养盐污染对于我国经济发展有着重要的意义。

(二)有机物质污染

1. 有机物的入海通量

由于有机污染物质的成分多样、测定方法复杂,一般用化学耗氧量(COD)来表示有机污染物质的含量。据国家海洋环境监测中心调查监测表明,1995年全国年排放入海的COD总量约为1.27×10^6 t,其中排入渤海6.38×10^5 t,黄海为2.53×10^5 t,东海为2.35×10^5 t,南海为1.48×10^5 t,分别占COD年入海总量的50.1%,19.9%,18.4%和11.6%。主要沿海城市年排放入海的COD量如表3-4所示,除天津市为最高外,连云港、上海、青岛、汕头、潍坊、大连等地COD排放量亦较高。

表3-4　主要沿海地区(省、市)年排放入海的COD量(10^4 t)

市(地)	COD入海量	市(地)	COD入海量
大连	5.75	青岛	12.94
葫芦岛	2.39	连云港	26.00
秦皇岛	1.46	上海	17.63
天津	48.55	浙江	5.50
滨州	0.024	厦门	0.35
东营	4.58	汕头	11.10
潍坊	5.96	湛江	0.45
烟台	3.24	深圳	1.19
威海	1.60	广西	2.05



2. 有机污染概况

全国海洋环境监测网监测结果表明：渤、黄、东、南四大海区COD含量均值分别为1.99 mg/L、0.89 mg/L、1.25 mg/L、0.87 mg/L，都低于一类海水的评价标准。从其分布看，中国近海海水中COD含量普遍较低，有机污染较轻，而近岸河口和港湾的COD浓度很高，如排入黄海的青岛地区和烟台地区的主要河流河口区的COD平均值高达200 mg/L以上，莱州湾和渤海湾有20%左右的监测站位超标。表3－5所示为近年来各海域COD的含量变化。从表中可以看出，虽然各海区COD年均值都较低，但呈逐年增加的趋势，且高值区范围不断扩大，由近岸河口区逐步扩展至外海，1997年各海区均有少数站次超标，其中渤海个别站次COD高达23.50 mg/L。因此，近岸海域的有机污染问题不容忽视。

表3－5 1995—1997年间各大海区COD监测结果(mg/L)

海区	年	均值	含量范围	超标率	海区	年	均值	含量范围	超标率
渤海	1995	0.62	0.12～2.48	0	黄海	1995	0.78	0.14～2.34	0
	1996	0.68	0.25～1.66	0		1996	1.14	0.31～1.91	0
	1997	1.99	0.22～23.50	9%		1997	0.89	0.10～3.06	1%
东海	1995	0.77	0.07～2.04	0	南海	1995	0.68	0.03～2.50	0
	1996	1.41	0.44～2.96	0		1996	0.77	0.07～2.94	0
	1997	1.25	0.15～4.24	2%		1997	0.87	0.10～3.07	1%

(三) 油类污染

1. 油类的入海通量

石油是一种组成和结构都十分复杂的物质，在精炼过程中可分馏出多种产品，对海洋造成污染的主要是原油、各种燃料油和润滑油，它们是海洋中最普遍和最容易观察到的污染物质。石油及其各种精炼产品进入海洋环境的主要途径(图3－2)包括：沿海工业含油废水排放、船舶含油废水排放、海上石油开采活动。

根据全国海洋环境监测网监测结果表明，中国近海油类污染主要来自陆源排放和海上航行船舶及海上油田的排污。调查统计显示，1995年全国排放入海的油类总量约为17 388 t，其中排入渤海7 170 t，黄海7 581 t，东海1 839 t，南海798 t，分别占油类入海总量的41.2%，43.6%，10.6%和4.6%。海上油(气)田是海上排油的主要形式之一。目前我国管辖海域已有25个油(气)田

投入开发，仅 1999 年就排放含油污水 3.1745×10^7 t，入海油量为 877 t（表 3-6）。

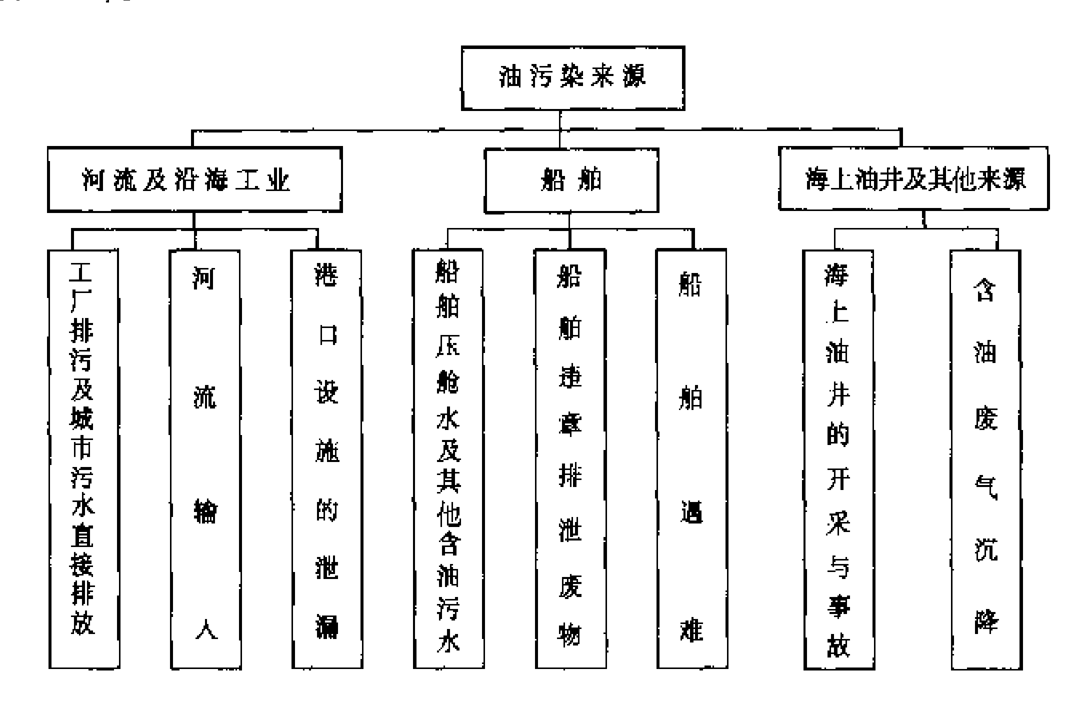


图 3-2 海洋油污染物质的来源

表 3-6 海上油(气)分布及排污状况*

海区	油(气)田(个)	含油污水排放量(10^4 t)	入海油量(t)
渤海	8	204.4	42.3
东海	1	8.8	3.8
南海	16	2 961.3	831.0
合计	25	3 174.5	877.1

* 引自国家海洋局，中国海洋环境质量公报(2000)

70 年代以来，在中国近海发生的船舶溢油事故有 100 多起，其中百吨级以上的事故高达 24 次，入海油量多达 2×10^4 t 以上，表 3-7 所列为 80 年代以来中国近海发生的严重溢油污染事故。近年来，溢油事件屡有发生，仅 1997 和 1998 年两年就达到 40 余起，2000 年一年约 10 起。

2. 油类污染概况

油类一直是中国近海的主要污染物之一，其特点是污染普遍，局部（如河口、港湾等）严重。1995—1997 年监测结果表明，各海区均存在较为严重的油类污染，1997 年海水的平均含油浓度在 0.01～5.35 mg/L 之间（表 3-8）。

主要的污染区有长江口、珠江口、大连湾、胶州湾、北部湾东北部，以及海南岛东侧和西南侧沿岸。舟山渔场海水中油类的最大浓度已超过渔业水质标准。其空间分布趋势大致从沿岸向近海含量逐渐递减，等值线几乎与海岸线平行，以沿海油田附近和港口水域浓度最高。在远海，油浓度较高的水域位于重要的海上航线附近和主要渔场的周围。

表 3－7 近年来中国近海发生的重大溢油事故

时间	船名或单位	发生地点	溢油量(t)
1983.10.11	大庆 236 号	广东碣石湾外海	355
1983.11.25	东方大使号	青岛港	750
1983.11.26	大庆 36 号	大连港内	3 343
1984.4.5	利成号	广东横档岛	1 400
1984.5.1	海利号	温州海域	685
1984.8.13	秦皇岛输油站	秦皇岛港	1 470
1984.9.28	加翠号	青岛港	757
1988.8.8	莲花池号油轮	宁波镇海石化总厂码头	293
1989.8.12	青岛黄岛油库爆炸	青岛黄岛	600
1996.2.28	安福号油轮	湄州湾	500
1998.11	建设 51 与涞油 6	珠江口内伶仃洋	1 000

表 3－8 1995—1997 年各大海区油类监测结果(mg/L)

海区	年	均值	含量范围	超标率	海区	年	均值	含量范围	超标率
渤海	1995	0.04	0.03～0.09	7%	黄海	1995	0.05	0.03～0.25	23%
	1996	0.07	0.03～0.21	64%		1996	0.07	0.03～0.31	53%
	1997	0.10	0.01～1.00	63%		1997	0.05	0.01～0.24	29%
东海	1995	0.09	0.01～0.64	64%	南海	1995	0.06	0.02～0.78	52%
	1996	0.04	0.01～0.15	18%		1996	0.04	0.02～0.18	33%
	1997	0.18	0.01～5.35	20%		1997	0.04	未检出～0.10	17%

从其季节变化看，渤、黄海油类污染主要来自沿海油田，因而表现出枯水期高于丰水期和平水期的特点；而东、南海油类污染主要来自河流带入，则表现为丰水期明显增高，而枯水期有所降低；海南岛则不同，其油类污染主要来自船舶和港口，春、秋海水含油量相差不大。含油污水进入水体后，重油和沥

青等较重部分,进入海域后能迅速在河口和港湾沉降,浮油和乳化油在随水迁移过程中碰到悬浮物和胶体后,在一定条件下也会发生沉降。因此,在油污染较重的海域,底质中油的含量也较高。

(四) 重金属污染状况

重金属的主要污染源为工业污水、矿山污泥和废水,以及被污染的大气。工业污水和矿山废水多通过河流直接或间接排入海洋;进入大气中的重金属,除一小部分被搬运到外海和远洋外,大部分沉降在工业集中的沿海区域。因此,近岸海区,特别是工矿企业集中的海湾和河口区域,重金属的污染最为严重。进入海洋中的重金属易从水相转入固相,所以,沉积物常被称为水体中重金属污染物的载体和指示器(Indicator);同时,大多数重金属易在生物体内富集,对生物有较强的致毒致畸效应,并可通过食物链对人体构成危害,所以,沉积物和生物体中的重金属亦作为重要的环境指标。

1. 汞污染

据统计,1995 年我国陆源排放入海的汞的总量为 6.17 t,其中主要为渤海接纳,总量约 5.75 t,黄海为 0.22 t,东海 0.19 t,南海最少,仅为 0.01 t,分别占入海总量的 93.2%,3.6%,3.0%和 0.2%。

比较四个海区,渤海近岸海水中汞的平均含量最高,1997 年总汞含量在 0.01～1.31 μg/L 范围内变动,平均 0.18 μg/L,远超过 0.05 μg/L 的一类海水标准。其中以锦州湾和秦皇岛沿岸受到的污染较为严重。1997 年黄海海水中汞含量最低,变化范围为 0.01～0.54 μg/L,平均值为 0.04 μg/L。而东海和南海的平均含量分别为 0.10 μg/L 和 0.30 μg/L,长江口、杭州湾、浙东沿海由于受长江和钱塘江河水径流输入的影响,汞的含量大都大于 0.06 μg/L。

2. 铜污染

据统计,1995 年我国陆源排放入海的铜的总量为 390.69 t,其中排入渤海为 67.46 t,黄海为 9.86 t,东海 313.3 t,南海最少,仅为 0.07 t,分别占入海总量的 17.3%,2.5%,80.2%和不足 0.1%。其中沿海主要城市排放入海的铜量如表 3－9 所示。

由于海水中铜主要来源于陆地,铜的空间分布是自沿岸向近海逐渐减少,潮间带水中铜含量相对较高,浅海海水中铜的含量比较低,一般未超过水质标准。

表 3-9 沿海主要地区（省市）年排放入海的铜污染量(t)

市(地)	铜污染入海量	市(地)	铜污染入海量
大连	9.81	上海	112.7
葫芦岛	6.72	浙江	20.6
天津	59.87	厦门	180
滨州	0.38	广西	0.07
潍坊	0.22	威海	0.05
烟台	0.27		

四个海区比较，渤海近岸海域也是水体中铜的平均含量最高，为 3.05 μg/L。锦州湾和秦皇岛沿岸海域是渤海中重金属铜含量最高的海域之一，据1997年的监测资料，海水中铜的平均含量分别为 4.57 μg/L(1.70～10.70 μg/L)和 4.88 μg/L(2.90～6.90 μg/L)。1997年黄海近海海水中铜的含量一般在 2.0～3.0 μg/L，未发现有超标站位。东海和南海水中铜的含量都很低，大部分海域低于 1 μg/L。只在长江口、杭州湾、东海近海个别测站位有超标现象。

3. 铅污染

据统计，全国年排放入海的铅的总量为 634.47 t，其中排入渤海572.61 t，黄海 17.43 t，东海 43.86 t，南海仅为 0.84 t，分别占铅年排放入海量的 90.3%，2.7%，6.9%和 0.1%。沿海主要省市铅的排放量如表 3-10 所示。

表 3-10 沿海地区（省市）年排放入海的铅污染量(t)

市(地)	铅污染入海量	市(地)	铅污染入海量
大连	14.38	青岛	2.85
葫芦岛	76.79	连云港	0.08
天津	272.77	上海	38.7
沧州	183.18	浙江	3.96
滨州	0.17	厦门	1.2
东营	37.97	深圳	0.66
潍坊	0.01	广西	0.18
烟台	1.75	威海	0.09

铅是沿岸和近海常见的污染物，除沿岸港口和海湾海水中铅的浓度略高

外，近海海水中铅的浓度一般远低于国家一类海水水质标准，1997 年渤海、黄海、东海和南海海水中铅的平均含量分别为 5.17 μg/L、2.54 μg/L、2.14 μg/L和 1.07 μg/L。其分布趋势是近岸高，向外海逐渐降低。铅在海洋环境中是长效的，并且容易被某些海洋生物所蓄积。

4. 镉污染

慢性镉中毒可引起“骨痛病”，长期食用被镉污染的海产品是产生这种病的原因之一。

我国 1995 年排放入海镉的总量为 146.36 t，其中主要为渤海所受纳，排入渤海的量为 143.26 t，占排海总量的 97.9%，排入东海 2.26 t，黄海和南海较少，仅为 0.56 t 和 0.28 t，分别仅占到总量的 0.4% 和 0.2%。沿海省市年排放入海的镉量如表 3－11 所示。

我国沿岸和近海海水中镉的含量除渤海较高外，其他海区含量均较低；底质中镉含量在渤海海域相对也较高。

表 3－11 沿海省市年排放入海的镉污染量(t)

省市	镉污染入海量	省市	镉污染入海量
辽宁	72.74	浙江	0.47
河北	32.68	福建	0.07
天津	31.63	广东	0.01
山东	6.77	广西	0.27
上海	1.72		

渤海海湾和河口附近，由于受陆源工业废水排入的影响，近几年海水中镉的含量呈逐年增加趋势。根据 1997 年监测统计资料，在锦州湾、秦皇岛沿岸海水中镉的平均含量分别为 2.22 μg/L 、2.75 μg/L，较 1995 年均有大幅度增加。

二、沉积环境质量状况

海水中大多数污染物最终沉积、归宿在海底沉积物中，沉积环境污染会对底栖生物和海水环境造成有害影响。

近年监测结果表明，我国近海沉积环境质量总体尚属良好，但近岸海域，尤其是一些河口、海湾的沉积物已受到有机物、营养盐物质、重金属及有机氯化合物等的污染，其中以珠江口海域沉积环境受污染影响最为严重。四大海



区比较，南海近岸海域沉积环境普遍受到污染影响，环境质量相对较差，其次为东海近岸海域。渤海和黄海近岸沉积物受污相对较轻。

沉积物有机污染。有机污染物可通过絮凝、沉淀及生物活动进入沉积物中，而其本身又会在不断降解，降解过程中消耗大量溶解氧，形成多种有机酸，强烈影响底质和间隙水中氧化还原和酸碱条件，最后引起底栖生物的生境发生变化。因此，有机质是底质质量优劣的重要环境指标，一般认为海洋底质中的有机质正常值为1.0%～1.5%，如超过3.4%，则认为底质受到了污染。研究表明，我国近海沉积物中的有机组分的背景含量普遍低于世界典型河口海域及陆架区的平均含量，但局部海域如鸭绿江口、大连湾、辽河口、秦皇岛近岸、海州湾、象山港、厦门湾和海口湾受到有机污染。长江口、杭州湾、象山湾、三门湾、乐清湾均有大范围的总氮污染区。

沉积物重金属污染。监测表明，重金属污染区主要出现在锦州湾、大连湾、辽河口、烟台近岸等水域，其中以锦州湾沉积物汞的含量最高，平均含量为1.18 mg/kg，超过沉积物环境基准 11 倍，镉含量大于 100 μg/L，超过基准5倍。

沉积物农药污染。有机氯农药(DDT)和多氯联苯化合物(PCB)都属于氯化碳氢化合物，它们的化学性质稳定，在环境中不易被分解，且易在生物体内富集造成毒害作用。监测表明，我国近岸海域底质中 DDT 和 PCB 含量并不高，尚未超过规定的标准；受污区主要出现在辽河口、锦州湾、大连湾、烟台近岸和珠江口(图 3-3)。

沉积物硫化物污染。底质处于嫌气条件下，各种硫酸盐和含硫有机化合物会被转变为硫化物，底质中如果硫化物含量过高可能引起底栖生物窒息死亡，因而硫化物含量是衡量底质氧化还原条件的重要指标。一般认为，底质中硫化物含量大于 300 mg/kg 时，表明底质已受到污染，如超过 1 000 mg/kg，则生物无法生存。

渤海水体较浅，水体垂直交换良好，硫化物含量较低，含量范围 30～40 mg/kg；黄海底质中硫化物含量较高，北黄海底质中硫化物含量最高达907 mg/kg，其平均值为 452.3 mg/kg；东海长江口外海底下部有一巨大三角洲并向北延伸，沿岸水体较浅，垂直交换良好，硫化物含量不高，最高仅为70 mg/kg；南海平均水深为 1 212 m，硫化物含量在各海区中最高，达 40～475 mg/kg。

三、生物环境质量状况

作为海洋环境质量综合评价三项因素之一，海洋生物环境质量状况在一

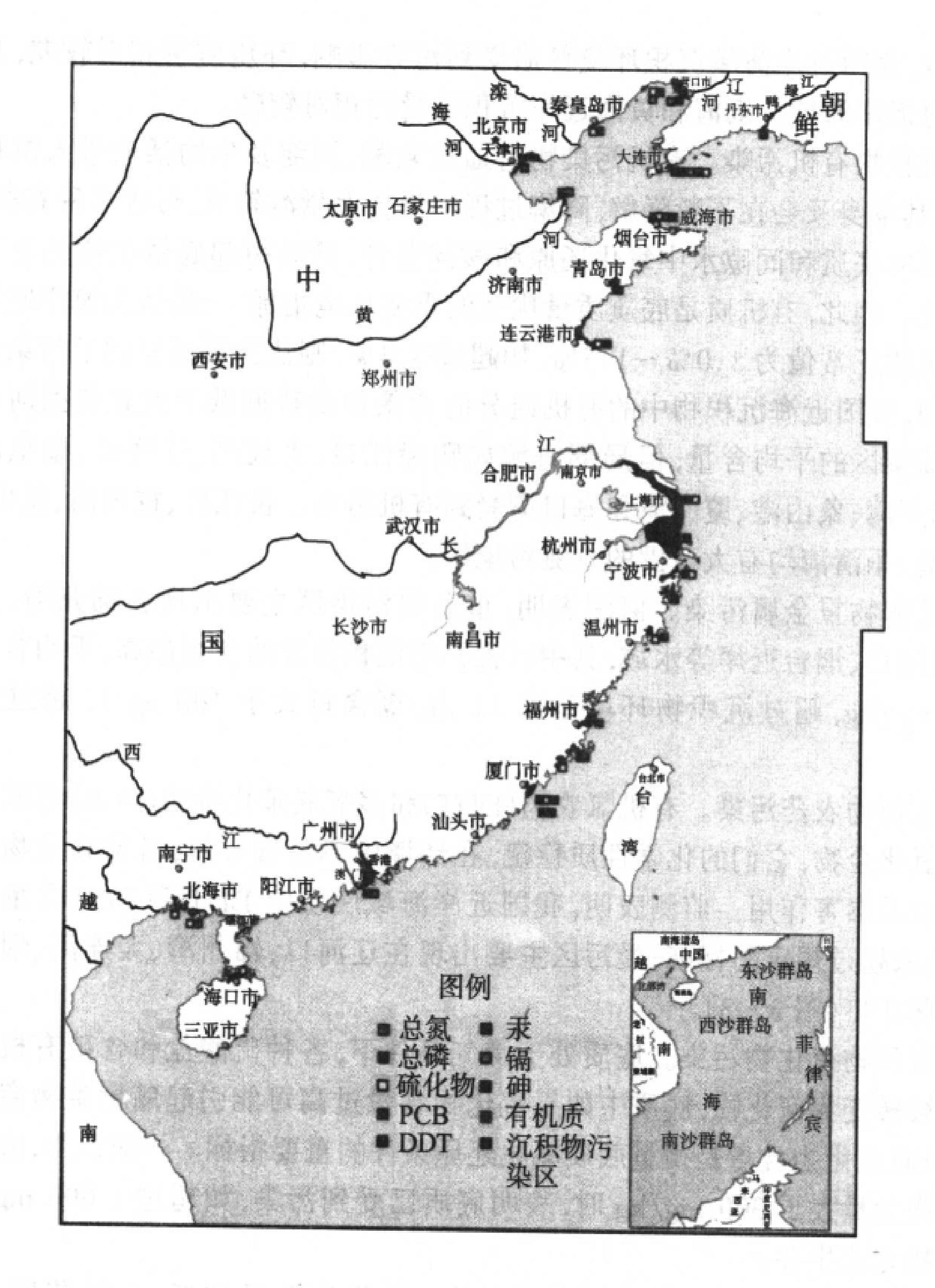


图 3－3 我国近岸海域沉积物污染分布示意图(详见书末彩图)
(引自国家海洋局,2000)

定程度上比水质和底质指标更加重要,因为它直接体现了海洋污染物和生物之间的关系。对海洋生物环境质量状况的分析包括:生态质量和生物质量两个方面。

我国近海海域由于受大量营养盐及有机物的影响,水域大部分处于富营养状态,初级生产力普遍较高,浮游生物及底栖生物种类繁多、生物量高,各生态类群生物群落基本稳定,生态质量尚属良好,但在近岸局部水域,如大连湾、



胶州湾、辽东湾、长江口、杭州湾及珠江口海域生物受污严重，浮游生物多样性指数偏低，优势度明显，并出现过渡繁殖现象。珠江口由于底质环境受污严重，底质溶解氧缺乏，导致底栖生物生存环境受到严重的破坏，生物量也明显下降。

生物污染主要指致病性细菌、病毒和寄生虫对海洋生物及其生境的污染危害日益引起人们的重视。含污染生物的污水、带病原的生物被引入水体，是直接造成降低生物质量的原因。目前我国沿岸的一些港口、海湾由于受城市生活污水和工农业废水的影响明显，海水微生物污染严重，大连湾、胶州湾、长江口、杭州湾、厦门港、香港及珠江口等海域，大量菌群超标严重，而且弧菌数量也较高，已对养殖业、娱乐用水及水产品食用价值构成了威胁。

由于海洋生物可以从环境或食物中富集污染物、生物毒素，并在生物体内累积，当累积的污染物或生物毒素达到一定含量之后，就有可能通过食物链(网)对人体健康造成威胁。因此，测定生物体内毒物残留量是国内外学者用来评价生物质量优劣最常用的方法。20 世纪 70 年代以来，我国学者先后对我国渤海、黄海、东海和南海近海 50 种软体动物、30 种甲壳类、10 种棘皮动物和 47 种鱼类等生物体内的石油烃、有机氯农药及多氯联苯、重金属(汞、铜、铅、锌、铬、镉、镍及过渡元素砷等)残留量进行了测定。

分析结果表明，采自我国近海自然生长或人工养殖的 26 种经济贝类(毛蚶、文蛤、贻贝、牡蛎、菲律宾蛤子等)体内的铅、砷、汞、六六六、DDT 等污染物含量未超过海洋软体动物评价标准，属于正常含量范围，生物质量良好；但在受污染影响的内湾或排污河口附近海域，有近一半贝类体内有害物质残留量偏高，有的超正常含量。主要残留有害物质有石油烃、砷、镉和 DDT，镉残留以锦州、营口、丹东、大连、秦皇岛和塘沽等近岸水域较高，砷残留量在宁波、厦门、汕头、珠海、湛江、温州和锦州等近岸水域偏高。[有关详细结果，见邹景忠等论文报告(1990、1992、2001)]

另据周名江(1999)和于仁诚(1998)等应用高效液相色谱技术对从中国沿海采集的 96 个贝类样品中的麻痹性贝毒(PSP)和腹泻性贝毒(DSP)分析结果表明，有 26 个样品含有腹泻性贝毒毒素，5 个样品含有麻痹性贝毒毒素，并编绘我国首幅赤潮藻贝毒分布图。

第四章　近海环境质量管理

第一节　近海环境质量监测[①]

一、海洋环境质量监测概述

（一）海洋环境质量监测的定义及特点

海洋环境质量监测与海洋环境监测有不同的涵义。

海洋环境监测是人类认识海洋、了解海洋的基本手段，同时也是海洋综合管理的基础。海洋环境监测的概念随海洋管理工作要求的提高在不断发展，且不同国家对海洋环境监测的定义也有所不同。日本将海洋环境监测定义为“旨在开发海洋、合理利用海洋中无形和有形资源，而应用沿海台站、调查船舶、浮标、平台等装备或设施，对海洋物理、化学、生物、地质地貌、沉积物、工程性质和海洋资源等要素，进行定点、定位、同步、长期、连续的测量活动”。显然，该概念更侧重于海洋一般环境与资源要素的规范性观测。近20年来，由海洋环境污染造成的

① 本节作者：翟文毅、宋秀贤。



海洋环境退化与生态破坏已成为国际社会共同关注的重大课题，从而推动了海洋污染监测工作的蓬勃发展，使海洋污染监测逐渐成为海洋环境监测工作的重点。同时，海洋污染监测以其丰富的内容、更为复杂先进的技术系统、严格的质量控制和更强的针对性、目的性，使海洋环境监测的范围、对象、手段、标准、规范与价值大为扩展、深化。因此，在1984年由原城乡建设环境保护部环保局组织编写的《环境保护通论》中将海洋环境监测定义为"为了及时掌握海区的污染状况和发展趋势，为污染源的治理提供依据，在预先设计好的测点上，用统一的技术、手段和方法进行长期、连续观测"；在1991年国家海洋局发布的《海洋监测规范》中，又对上述定义做了修改，认为海洋环境监测是"在设计好的时间和空间内，使用统一的、可比的采样和检测手段，获取海洋环境质量要素和陆源性入海物质资料，以期阐明其时空分布、变化规律及其与海洋开发、利用和保护关系之全过程"。

综上所述，大都认为海洋环境质量监测是"按预先设计的海洋时空尺度，使用统一、可比的采样方法和检测手段，对海水、沉积和生物环境质量指标及污染物含量进行定时、定点、同步、长期、连续的测定，以期阐明其质量优劣程度及变化趋势，为人类合理开发、利用和保护海洋提供科学依据"。

按海洋环境质量监测的定义，它既不仅仅是简单的对海洋环境污染的监测和测试，也不仅仅是对表征海洋环境质量数据的测取、解释和应用，而是一个科学的综合过程，其特点可概述为：① 海洋环境质量监测是海洋环境科学各分支学科研究海洋环境问题的共同手段，监测结果是它们的共同依据；② 海洋环境质量监测是有目的的过程，所获取的数据、信息应能满足海洋环境质量监测目的的要求，结果的正负项都能解释，具有利用价值；③ 海洋环境质量监测既包括环境管理决策学、海洋环境生态学、数据分析统计学、海洋环境化学、生态毒理学，也包括数据硬件和软件管理系统、大尺度海洋水文状况，以及许多其他相关联的学科，因此是一个多学科综合运作实施的系统工程；④ 海洋环境质量监测随海洋环境科学研究的深入而发展，海洋环境质量监测的理论在不断完善，监测手段在不断改进，其科学性不断增强；⑤ 鉴于海洋的全球流动性，海域是一个不可分割的整体，因此，海洋环境质量监测工作具有群体联网性，必须发挥大协作的整体力量，不但国内要相互协作，同时也必须参与国际合作。此外，对于海洋环境质量监测技术而言，不但国内要统一，也必须和国际接轨，监测技术方法、标准、质控的国际通用性是资料数据可靠性、权威性的基础。由此可见，海洋环境质量监测正在走向全球范围内的一体化和规范化。

(二) 海洋环境质量监测的意义

海洋环境质量监测既是海洋环境管理的重要组成部分，又是海洋环境管理的基础，为全面的海洋环境管理工作服务。海洋环境质量监测在海洋环境保护工作中的重要意义主要体现在：① 海洋环境质量监测是掌握海洋环境质量现状及发展趋势的重要手段。通过监测，可以掌握海域中污染物的种类、数量和浓度，了解污染物在海洋环境中的迁移转化规律及海洋污染趋势变化，从而提出防治污染的技术和措施。② 海洋环境质量监测是海洋环境保护管理的基础。通过监测，完善以污染物控制为主要内容的各类控制标准、规章制度，为编制海洋环境保护规划和计划，制定和实施海洋环境保护法律、法规和标准提供科学依据，从而使海洋环境管理逐步实现从定性管理到定量管理、单向治理到综合整治、浓度控制到总量控制的转变，为实现海洋环境保护管理科学化、定量化奠定基础。③ 海洋环境质量监测是海洋环境科学研究的重要组成部分。海洋环境质量监测数据具有真实性和客观性，能够确切地反映海洋环境质量现状或污染程度，可为海洋环境科学研究提供可靠的环境信息。

(三) 海洋环境质量监测的目的和任务

1. 海洋环境质量监测的目的

(1) 评价海域环境质量，预测其变化趋势。具体包括：提供海域环境质量现状数据，判断是否符合国家制定的环境质量标准；掌握海域环境污染物时空分布特点、追踪污染途径，寻找污染源，预测污染的发展动向；评价污染治理的实际效果。(2) 为制定海洋环境法规、标准、环境规划、环境污染综合防治对策提供科学依据。具体为积累大量的不同地区的污染数据，依据科学技术和经济水平，制定切实可行的环境保护法规和标准；根据监测数据，预报污染的发展趋势，为做出正确的决策提供可靠资料；为环境质量评价提供准确数据。(3) 收集海洋环境本底值及其变化趋势数据，积累长期海洋环境监测资料，为保护人类健康和合理开发利用海洋资源及确切掌握海洋环境容量提供科学数据。(4) 发现新的海洋环境问题，确定新的海洋污染源，为海洋环境科学研究提供方向。

2. 海洋环境质量监测的任务

(1) 评价海洋环境质量，预测、预报海洋环境质量变化趋势；(2) 加强海洋污染源监测，揭示污染危害，探明污染程度和趋势，进行海洋环境监控管理；(3) 积累各类海洋环境数据，估算海洋环境容量，为实现海洋环境污染总量控制及实施目标管理提供依据；(4) 及时分析处理海洋监测数据和资料，建立海



洋监测数据库及污染源分类技术档案，为制定及执行海洋环境保护法规、标准及海洋环境污染防治对策提供科学依据；(5) 开展海洋环境质量测试技术研究，实现海洋环境监测新突破，促进环境监测技术的发展。

(四) 海洋环境质量监测的类型

在海洋环境管理中，按其目的和性质通常把海洋环境质量监测分为三类。① 常规监测：它是最基本的监测工作，即按一定的要求、计划和方法，定时、定点测定污染源排放情况及其排污负荷变化情况，分析污染物超标程度和频率，评价环境质量，预测海洋环境变化趋势，为对污染源治理和管理提供科学依据。② 事故性监测：它是测定突发性污损事故影响的程度、危害及范围，以便及时采取措施，减少和控制污染危害；同时通过监测，对因事故发生的污染纠纷提供技术仲裁结论。③ 研究性监测，亦称专题监测：它是海洋环境科学研究工作中，为研究某些污染物对周围环境的污染范围、污染强度及其迁移转化规律而进行的监测。

通过对海洋环境质量监测概念的分析并参阅大量国内外文献，发现上述分类主要延用了环境管理中对环境监测的分类概念；而按照"海洋环境质量监测"的严格定义，海洋环境质量监测应是对海洋环境质量"定时、定点、同步、长期、连续"的测定。因此，将其中的"事故性监测"和"研究性监测"称作为"事故性调查"和"研究性调查"可能更贴切。这是因为，事故性监测和研究性监测均不能完全满足其中的"定时、定点、同步、长期、连续"的特点；其次，海洋环境质量监测数据可以用以污染事故的评价，也可为海洋科学研究提供基础数据或揭示新的问题及方向，但海洋环境质量监测的目的并不是单纯为了评价某一次污染事故的影响或研究某一种或某几种污染物的迁移变化及其环境效应，海洋环境质量监测更主要的目的是通过掌握海洋环境质量总体现状及其未来变化趋势，为海洋环境管理和决策提供科学依据。鉴于上述分析，可以认为海洋环境质量监测主要是指常规监测或例行监测，把"事故性监测"和"研究性监测"也划为"海洋环境质量监测"是不恰当的，这类监测既可由科研部门完成，也可由海洋环境监测部门完成，但应将其作为"事故性调查"或"研究性调查"来操作对待。

当然，海洋环境质量监测也可以按其他形式分类，如按监测对象又可分为水质监测、大气质量监测、沉积物质量监测、生物质量监测等；按监测的地理区域可分为远海监测、近海监测、河口监测、海湾监测、入海污染源监测等。

二、国际海洋环境质量监测系统简介

鉴于海洋在支持全球生命系统中的重要作用及对全球能量流动的重要影响，早在20世纪60年代，联合国教科文组织政府间海洋委员会(IOC－UNESCO)及其他国际组织就发起了大量的海洋环境监测计划，其中最完整的是"全球海洋综合服务系统(Intergrated Global Ocean Services System, IGOSS)"。它是由IOC－UNESCO和世界气象组织(WMO)联合发起，利用全球电讯系统(Global Telecommunications System)进行实时数据传输的一套海洋服务系统，其主要观测内容为温度、盐度及海流，该系统为研究全球气候的长期变化提供了大量基础数据。进入70年代，全球海洋环境污染已引起国际社会的广泛关注，对全球海洋环境污染进行长期、科学的监测已成为全人类社会、经济发展的迫切需要，在此背景下，由联合国教科文组织政府间海洋委员会(IOC－UNESCO)、联合国环境署(UNEP)和国际海事组织(IMO)共同发起了"全球海洋环境污染调查监测计划(Global Investigation of Pollution in the Marine Environment, GIPME)"，该计划的主要任务是发展测试技术的方法学及标准、对区域性和全球性海洋环境质量状况及污染效应进行权威性的评价，确认防治海洋环境污染的措施。作为GIPME的发展，于1992年在里约热内卢召开的联合国环境与发展大会上，由IOC、UNESCO、WMO和国际科学联合会(ICSU)共同提出了重要的代表国际海洋环境监测发展大趋势的项目——"全球海洋观测系统(Global Ocean Observing System, GOOS)"。该系统主要包括气候观测子系统、海洋健康子系统和海岸带子系统；在海洋健康子系统除对传统的海洋污染进行监测外，海洋污染对人类健康的影响也成为其中的重要研究内容。为定量评价沿岸海域海水中化学污染物，特别是农药和重金属对人类健康的影响，1984年由美国国家海洋与大气管理局(NOAA)组织发起了"国际贻贝监测计划(International Mussel Watch Programme)"。但目前该计划经过十几年的努力，除在加勒比海、黑海地区完成了以研究为目的的地区性计划外，在亚太地区，由于贻贝和其他贝类是许多国家重要的水产资源，大多数国家不愿公布贻贝环境状况的资料，因此迄今尚没有参与该计划的实际行动。

三、我国海洋环境质量监测

(一) 我国海洋环境质量监测工作回顾

我国近海海洋环境监测可追溯到20世纪60年代末期，40年来，从无到

有,从小到大,经历了漫长的发展过程。基本上可将其分为三个阶段。

1. 萌芽阶段。

在20世纪60年代末至70年代末的10年间,我国进行了"渤黄海污染综合调查"、"东海污染综合调查"和"南海污染综合调查"。这些调查多以区域性环境问题为主要出发点,调查参数有限,测试方法采用传统的容量法和比色法;由于在调查初期未能系统考虑调查结果的应用问题,许多调查数据不能满足海洋环境管理工作的需求,不能为管理决策提供应用的参考,致使"以较大的代价获取了少量有用的信息"。1973年第一次全国环境保护工作会议以后,有关部门逐步认识到海洋环境监测工作的重要性;1974年国家海洋局陆续对海洋污染调查中的站位布设、采样程序、分析方法及数据处理进行了全面的检查验证;1975年后陆续出版了调查方法的单行本。这阶段的工作以海洋环境调查为主,为海洋环境监测工作的开展积累资料和经验。

2. 发展阶段

1978年"渤黄海环境监测网"成立并定期发布"污染通报"和"环境质量年报",开始了有计划、有组织的海洋环境监测工作,标志我国海洋环境监测工作进入了一个新的发展时期。建网之初,网内成员单位的技术力量薄弱,实验室简陋,技术装备落后,监测项目少;网络成立之后,各成员单位注意人员技术培训,同时注重方法、标准和互校工作,使监测数据的质量逐步提高,监测项目、范围不断拓展,仪器设备迅速更新,局部网络建设初见规模;与此同时,我国海洋环境污染调查史上的第一部规范——《海洋污染调查暂行规范》也于1979年正式出版,第一次统一了与海洋有关各行各业中使用的监测技术。综观整个70年代的海洋监测工作,主要强调污染物排放控制和受纳海域水质质量,监测工作,重点强调了样品采集和实验室分析程序,尚未对监测数据的连续性、长期性和基础性引起足够的重视,但仍为"全国海洋环境监测网"的正式组建积累了丰富的经验。

3. 全国联网阶段

80年代以后,海洋环境监测质量问题逐渐引起了人们的关注,国家环境保护主管部门认识到海洋环境质量监测需要强有力的协调工作,开始强调常规海洋环境监测工作的重要作用,并认为它是其他海洋调查或科研工作所无法取代的一项长期工作,也是评价海域环境质量现状和趋势的最有效手段。1984年5月"全国海洋环境监测网"(简称"全海网")正式成立,它是由国家海洋局牵头的一个跨部门、跨地区、跨行业的全国海洋污染监测的业务协作组织。"全海网"的成立,使分散在沿海的局部海洋监测变成一个有机整体,提高

了监测数据的质量,增强了监测数据的可靠性,使之成为相对独立的全国专业性监测网,从而标志着中国海洋环境监测工作逐步走向完善并纳入正轨。1992年,由国家海洋局组织编写的《海洋监测规范》正式出版。全书共分8章,详细介绍了海洋环境监测的数据处理与分析质量控制、样品采集、贮存与运输、水质检测与分析、沉积物分析、生物体分析、大气分析、放射性核素测定和近海污染生物监测。《海洋监测规范》自1992年1月1日起正式实施,这部规范的发布与实施表明中国海洋环境监测技术的发展达到了新水平、进入了新阶段。经修改补充后1998年又出版了新版本。现"全海网"通过10多年的发展,各主要成员单位相继配备了原子吸收、色谱—质谱仪、高倍显微镜等大型分析仪器和大吨位的监测船、海监飞机等机动设备;并已基本上实现了监测站点网络化,采样布点规范化,分析方法标准化,数据处理计算机化,质量保证系统化。

(二)我国海洋环境质量监测的发展

成立于1984年的"全海网"目前是我国覆盖四大海区、监测项目最全的全国性海洋环境监测网络。"全海网"实行分工负责制,分别由国家海洋局、水电部、农业部和军队各自负责相应部分的工作;现有成员单位100多个,已形成以国家海洋环境监测中心、海区监测中心、海洋管区环境监测站和海洋监察站为骨干,以国家标准计量中心,北海、东海、南海环境监测中心,测试质控实验室、标准物质实验室、海洋污染生态实验室和放射性污染实验室为技术支撑和服务机构的海洋环境监测系统。近年来,"全海网"遵循"突出重点、控制一般、全面覆盖、多介质互补、多需求兼顾",以及社会、环境、经济效益协调统一的原则,注重近岸重点污染区和入海污染源的监测,加强了对沉积物和生物的监测,力争跟踪国际海洋环境监测的发展水平。监测工作按统一的技术规定和质量保证要求,进行采样、测试分析、数据处理,编写各海区监测通报、简报、年报;由国家海洋监测中心负责编写每年度的"中国近海环境质量年报",呈报国务院各有关部委和全海网各成员单位。10多年来,依托这个监测网络,海洋环境监测在北起鸭绿江、南迄北仑河口,全长1 800 km海岸线,面积约2×10^6 km^{2}海域上,布设400多个监测站,每年进行2—3期、40多个项目的监测,平均每年获取数据4万多份,为中国近海海洋环境质量的长期、连续监测积累了大量的基础资料。

为弥补"全海网"布点控制区域范围的不足,国家环境保护总局于1988年正式开展了"中国近海断面监测"计划。该计划遵循科学、经济、适用、可行的原则,在中国近海共设置长期断面13条,辅助断面6条,1989又年增设了南



海珠江口—永署礁的巡回大断面；每年进行2、5、8、11四个季度月监测，为各海区代表断面的环境质量变化提供了丰富的资料。

为加强对近岸海域环境管理，弥补全国海洋环境监测网对近岸海域环境监测的不足，1994年12月成立了“中国近岸海域环境监测网”，主要负责对近岸海域和国家重点保护海域的环境监测，开展近岸海域环境综合调查，对近岸海域和重点保护海域的环境质量进行评价，为保护和改善近岸海域环境提供科学依据。

为加强与国际海洋监测计划的接轨，1994年由中国提议、韩国附议，“西北太平洋地区的海洋观测系统(NEAR－GOOS)”正式立项并于1996年正式运转，成为“全球海洋观测系统(GOOS)”的第一个业务性地区计划，中国作为该系统的提案国和计划的执行国，标明中国海洋环境监测走向国际化的开始。

四、海洋环境质量监测存在的问题及展望

(一) 海洋环境质量监测中存在的主要问题

自1984年“全国海洋环境监测网”成立后，中国的海洋环境监测从人员组织落实到技术水平的提高，从规划计划的制定到法律条例的执行，从宏观上的方案管理到微观上的质量保证，都有了很大发展；但尚存在一些薄弱环节和问题，其中既有对海洋监测的性质、任务及监测机构设置方面的问题，也有监测技术、项目方面的问题。

1. 部门重叠，机构分散

我国的海洋环境监测由多个部门执行，既包括国家海洋局所属的国家海洋监测中心及下设机构，又包括国家环保局所属的沿海省、自治区、直辖市环保监测站及其下设机构，水电部所属的各大流域委员会下设的水环境监测站(中心)，交通部所属沿海各港务局下设的港口水域环境污染监测站(中心)，农业部所属渔业局或水产局下设的渔港水域环境监测站(中心)，以及中国人民解放军环境监测总站下设的军港水域环境监测站(中心)。这些监测站(中心)在行政管理上分别隶属于不同的部门，机构相对分散，且《海洋监测规范》是行业标准，导致海洋环境监测工作在管理上协调性差，尤其是各海洋环境监测部门提供的监测数据其可比性如何，有待进一步验证。

2. 监测与科研长期脱节，监测总体水平不高

提高监测质量必须以科研为先导，既要将现有的成熟科研成果推广应用于监测工作，又要根据环境管理和监测的需要组织科研活动。但我国科研与监测长期脱节，是导致我国海洋环境监测总体水平不高的主要原因。例如，对

海洋沉积物质量的监测，已有大量研究表明，沉积物中污染物的含量受沉积物组成和粒径影响很大，但在目前我国出版的《海洋监测规范》中并没有体现沉积物组成和粒径对污染物含量的影响，致使难以区分沉积物中污染物是受自然因素(背景含量)还是受人为因素(污染)的影响。

3. 监测技术装备落后

海洋环境监测要求能够应用台站、船舶、平台、浮标、飞机、卫星和水下设施等手段，进行立体化的海洋测量工作，从而提高信息采集的连续性和时效性，使沿海、近海、表层的常规方法海洋监测跃升为全球覆盖、从高空到水面、水下、海底的“深海、大洋、遥测、遥控、走航、浮标”的现代监测布局。但受财力等因素的限制，目前我国仍主要依靠常规台站和船舶监测两个系统；海监飞机主要利用国际援助，架数少，年飞行时间短；航天遥感和水下监测更是难以实现。从整体上海洋监测技术装备远远落后于国际发达国家水平，需要在增强我国经济实力的同时，逐步改进监测的技术装备，从整体上提高我国的海洋环境监测技术装备水平。

4. 监测站位少、监测频率低

监测站位数量少、监测频率低，难以满足海洋管理工作的需要，海上共设水质监测站位 180 多个，按其覆盖 18 000 km 长的海岸线、2×10^6 km^2 的海域，平均 100 km、10 000 km^2 的海域才有 1 个站位，加上港湾河口和排污口测站 240 多个，一共才 420 多个；而前苏联海域监测站点 1 800 多个，美国就更多。从监测频率看，美国海域水质监测频率分别设有每周一次、每月一次和每季度一次，日本海域是每月一次；而我国是每年 3—4 次，导致海洋环境监测时效性不强。

5. 监测项目不全，生物监测项目少

由于环境污染和环境退化的效应最终是通过海洋生物体现出来，而且海洋生物在参与污染物的迁移转化过程中起重要作用，因此，生物监测质量应当是海洋环境监测的重要组成部分。美国从 1976 年就开始进行生物监测，监测内容涉及海洋生物生态、生理、毒理、生化、遗传等多指标，而我国在这方面的工作，尚处于研究阶段，与国际水平尚有一定差距。在我国实际监测工作中主要侧重于生物残毒分析，已进行的生物监测不够系统全面，尤其缺少对病原体和致病菌的监测。例如，1988 年春爆发的上海、江苏、浙江、山东四省市甲型肝炎大流行就是由于食用携带甲肝病毒的毛蚶所致，但海洋环境监测部门事先缺少对毛蚶体内病毒的监测，未能及时提供禁食受污毛蚶的预告，使该次污染造成了极大的经济损失和社会危害，仅上海市的直接经济损失就高达 5 亿元。

(二) 我国海洋环境质量监测工作的展望

鉴于我国海洋环境监测中存在的问题，今后的海洋环境监测工作要在以



下几方面有所加强：① 减少部门间的重叠和不必要的重复性监测，加强部门间的协作，使海洋环境质量监测真正实现系统化、整体化；② 加强科研与监测的有机结合，注重科研成果在海洋监测实际工作上的推广应用，提高监测质量水平；③ 增加经费投入，改进海洋监测的技术装备，使海洋环境监测技术装备现代化；④ 在国家财力允许的范围内，适当调整监测站位和频率，提高海洋监测的时效性；⑤ 加强海洋生物监测，尤其是致病菌和病毒的监测，促进海洋生物监测技术的发展；⑥ 积极参与全球海洋监测，与全球海洋大系统接轨，使我国的海洋环境监测进一步走向国际化。

第二节　近海环境质量标准[①]

一、概　述

环境质量标准是指在一定的时空范围内，对各种环境介质中的有害物质和因素所规定的容许含量和要求，是衡量环境是否受到污染的尺度和环境保护及有关部门进行环境管理、制定污染物排放标准的依据。环境质量标准和污染物排放标准、环境基础标准、环境方法标准、环境标准样品标准、环保仪器设备标准等共同构成环境标准体系。

随着沿海地区社会和经济发展，人类活动对近海海洋环境质量的影响也日益加剧。为保护海洋环境，提高对海洋资源的持续利用能力，有必要建立一系列评估海洋环境质量的标准，以作为人类合理开发、利用、管理和保护海洋的依据。

要建立海洋环境质量标准，首先应当明确“基准”(criteria)和“标准”(standard) 的关系。所谓“基准”，是指判定和判别有关环境是否适用于预期用途的科学依据，通常以某一要素的含量或浓度表示。而“标准”则是建立在“基准”之上的法律和法令条约，在制定环境质量标准时应以基准为依据，同时考虑特定区域的自然条件特点和标准制定的社会经济问题。

针对某一影响海洋环境质量的要素，确定其基准值或范围是一个非常复杂的过程，需要对该要素在海洋环境中的存在状况和可能导致的效应进行综合分析。由于海洋中特定要素的变化所导致的效应可以表现在多个方面，所以，在确定影响要素的质量基准时，应当针对海域的实际情况，综合考虑其对各个目标系统的影响。

---

① 本节作者：于仁诚。

首先应当考虑的是对人类健康的影响。海洋环境质量变化对人类的影响可以体现在多个方面。例如,因环境恶化导致水产品种类、数量和品质的改变而对人类生存和健康的影响,海水浴场水质环境恶化对人类健康的影响,以及因海洋环境恶化而造成的对环境美学的影响等等。出于这些方面的考虑而建立的环境质量基准比较多。

其次应当考虑对海洋生物资源的保护。保护生物资源主要保护构成生物资源的鱼、虾、贝、藻等海洋生物,使得人类活动的影响在海洋生物的可承受范围之内。通过对人类活动产生的污染物及其生物效应进行剂量—效应分析,在此基础上获得污染物对海洋生物的"无效应浓度",并据此建立质量基准,这是制定海洋环境质量标准的重要依据。

保护海洋环境,还应当重视对海洋生态系统的保护。维持海洋生态系统正常的结构和功能是持续获得海洋生物资源的重要前提,同时海洋生态系统还具有其他的功能,如海洋对大气中二氧化碳等"温室"气体重要的调节作用等等。但是,在绝大多数海域,人类活动所引起的海洋生态系统变化与海洋生态系统自身的动态变化过程很难区分。因此,针对生态系统变化进行的人为干扰—生态效应关系分析非常困难,目前还难以从这一角度出发建立海洋环境质量基准。

除此之外,还应当考虑保护人类对海洋的各种正常的开发活动,如海水淡化、制盐、港口开发等。在以这些活动为主的海域,建立环境质量标准时应对此加以考虑。

构成海洋的三项主要介质是水、沉积物和生物。因此,海洋环境质量标准也应当包括水质、底质和生物质量三个方面的内容。

二、海水水质标准

海水是海洋的主要组成部分,也是绝大多数海洋生物的生活场所,人类活动所产生的影响和效应大部分是通过水而起作用的。因此,水质状况最受关注,而水质标准也发展得最为完善。我国近海水质标准包括"海水水质标准"和"渔业水质标准",后者专门用于保护渔业和水产养殖业水域免受影响,防止水质恶化对水产资源的冲击(李少犹等,1984)。

我国的"海水水质标准"(GB3097－82)在1982年制定,由国家环保局具体负责实施,并协同其他相关部门进行海洋监测工作。1997年由国家环保局和国家海洋局对水质标准进行了修订(GB3097－1997)。与GB3097－82标准不同,新的海水水质标准将海水按照使用功能和保护目标划分为四类,即:

第一类为海洋渔业水域、海上自然保护区和珍稀濒危海洋生物保护区；第二类为水产养殖区、海水浴场、人体直接接触海水的海上运动或娱乐区，以及与人类使用直接有关的工业用水区；第三类为一般工业用水区、滨海风景旅游区；第四类为海洋港口水域、海洋开发作业区。根据海域的不同功能设立水质标准。新标准提高了第一类海水（海洋渔业水域、海上自然保护区和珍稀濒危海洋生物保护区）的水质要求。在污染物种类方面，新标准添加了一些新的污染物项目，如对粪大肠菌群、生化需氧量、非离子氨、六价铬、镍、DDT、马拉硫磷、甲基对硫磷、苯并(a)芘、阴离子表面活性剂和放射性核素提出了质量标准，对部分污染物的质量要求也做了修改。同时，增加了对海水水质监测样品的采集、储存、运输和预处理的规定，以及海水水质分析的标准方法（海水水质标准 GB3097－1997）。新的标准大致由景观性指标（如漂浮物、色、臭、味，悬浮物等）、生物性指标（大肠菌和病原体等）、海水理化因子指标（水温，pH，DO等）、营养盐指标（无机氮、活性磷等）、无机污染物指标（重金属、硫化物等）、有机污染物指标（石油、有机氯、有机磷、苯并芘，表面活性剂等），以及放射性物质指标等组成（表4－1）。

表4－1　海水水质标准 GB3097－1997(mg/L)

<table>
<tr><th>序号</th><th>项　目</th><th>第一类</th><th>第二类</th><th>第三类</th><th>第四类</th></tr>
<tr><td>1</td><td>漂浮物质</td><td colspan="3">海面不得出现油膜、浮沫和其他漂浮物质</td><td>海面无明显油膜、浮沫和其他漂浮物质</td></tr>
<tr><td>2</td><td>色、臭、味</td><td colspan="3">海水不得有异色、异臭、异味</td><td>海水不得有令人厌恶和感到不快的色、臭、味</td></tr>
<tr><td>3</td><td>悬浮物质</td><td colspan="2">人为增加的量≤10</td><td>人为增加的量≤100</td><td>人为增加的量≤150</td></tr>
<tr><td>4</td><td>大肠菌群
(个/L)</td><td colspan="3">10 000
供人生食的贝类增养殖水质≤700</td><td>——</td></tr>
<tr><td>5</td><td>粪大肠菌群
(个/L)</td><td colspan="3">2 000
供人生食的贝类增养殖水质≤140</td><td>——</td></tr>
<tr><td>6</td><td>病原体</td><td colspan="4">供人生食的贝类增养殖水质不得含有病原体</td></tr>
<tr><td>7</td><td>水温(℃)</td><td colspan="2">人为造成的海水温升夏季不超过当时当地1℃，其他季节不超过2℃</td><td colspan="2">人为造成的海水升温不超过当时当地4℃</td></tr>
</table>

（续表）

序号	项目	第一类	第二类	第三类	第四类
8	pH	7.8~8.5 同时不超出该海域正常变动范围的 0.2pH 单位		6.8~8.8 同时不超出该海域正常变动范围的 0.5pH 单位	
9	溶解氧＞	6	5	4	3
10	化学需氧量≤ （COD）	2	3	4	5
11	生化需氧量≤ （BOD）	2	3	4	5
12	无机氮≤ （以 N 计）	0.20	0.30	0.40	0.50
13	非离子氨≤ （以 N 计）	0.020			
14	活性磷酸盐≤ （以 P 计）	0.015	0.030		0.045
15	汞≤	0.000 05	0.000 2		0.000 5
16	镉≤	0.001	0.005	0.010	
17	铅≤	0.001	0.005	0.010	0.050
18	六价铬≤	0.005	0.010	0.020	0.050
19	总铬≤	0.05	0.10	0.20	0.50
20	砷≤	0.020	0.030	0.050	
21	铜≤	0.005	0.010	0.050	
22	锌≤	0.020	0.050	0.10	0.50
23	硒≤	0.010	0.020		0.050
24	镍≤	0.005	0.010	0.020	0.050
25	氰化物≤	0.005		0.10	0.20
26	硫化物≤ （以硫计）	0.02	0.05	0.10	0.25



(续表)

序号	项　目	第一类	第二类	第三类	第四类
27	挥发性酚≤	0.005		0.010	0.050
28	石油类≤	0.05		0.30	0.50
29	六六六≤	0.001	0.002	0.003	0.005
30	DDT≤	0.000 05	0.000 1		
31	马拉硫磷≤	0.000 5	0.001		
32	甲基对硫磷≤	0.000 5	0.001		
33	苯并(a)芘≤ (μg/L)	0.002 5			
34	阴离子表面活性剂(以LAS计)	0.03	0.10		
35	放射性核素(Bq/L) ^{60}Co	0.03			
	^{90}Sr	4			
	^{106}Rn	0.2			
	^{134}Cs	0.5			
	^{137}Cs	0.7			

我国“海水水质标准”实施和修订以来，极大地促进了我国海洋环境的保护与管理工作，在海洋环境质量监测和环境污染评价等方面起到了重要的作用。但同时，也应当认识到，海水水质标准不会是一成不变的，还需要继续对海水水质标准制定的依据进行研究，并在必要时进行增补修订。我国的海水水质标准已经过多年的实践检验，比较全面和完善，也适合我国的实际情况，但仍有必要在以下各方面进行深入的研究工作。

首先是各水质要素基准的确定。和美国相似，我国的水质标准，尤其是无机重金属污染物和有机污染物的标准，主要是基于实验室内生物毒性模拟实验的结果。由于实验室内生物毒性实验本身的限制，要将实验结果外推到自然环境中时往往存在问题。这表现在污染物在自然环境中的存在形式和形态、自然环境中的其他因素，以及污染物之间的相互作用等都有可能改变污染物的毒性效应。而随着社会经济的发展和输入海洋环境中污染物种类和数量的增加，合理、准确的确定污染物在环境中的基准值和范围对于经济发展和环

境保护无疑都是非常重要的。因此,针对各种水质要素,深入研究其基准的分析和确定方法非常重要。

同时,应当重视对生态效应的研究。根据急性毒性实验计算的安全值,以及大部分慢性实验的结果,只是依据部分海洋生物个体所表现出的效应得到的,不能充分代表污染物对海洋生态系统的影响。以营养盐为例,进入海洋环境中的营养盐对生物直接的毒性效应很低,但海洋环境中营养盐浓度和组成的改变可以使海洋中微藻优势种的种类、数量发生变化,从而导致高营养级生物种类和数量改变,最终能够对海洋生态系统中生物群落的结构和功能产生影响。此外,海洋中的一些污染物在很低的水平就可以导致生物体内分子或细胞水平上的变化,如生物体内酶活性变化、DNA 加合物形成、DNA 链的断裂等等,可能导致生物生存、竞争能力的变化,使生物之间通过捕食、竞争等联系而建立起的平衡被打破,使生态系统结构发生变化,并导致功能的改变。但是如何将分子和细胞水平上的变化与宏观水平上生物群落和生态系统的变化联系起来还需要深入研究,在对生态效应研究的基础上提出水质质量基准,对于海洋生态系统保护非常重要。

应加强生物测试方法在海水水质分析中的应用。我国的水质标准一般采用化学分析、感官判别等方法监测海水水质。这在相对清洁、污染物组成比较简单的海域是适用的。但化学分析方法的一个主要缺点是无法指出水体对生物的综合影响,特别是在水体浑浊,污染物组成比较复杂的海域,尤其是在倾废区。因此,可以适当采用生物测试方法,通过对选定实验生物的短期毒性测试,确定水质或排放物的质量状况。例如,以发光细菌(GB/T 15441－1995)、糠虾、卤虫等进行的生物测试方法。

最后,为保证基准和标准的合理性,应当根据海洋环境科学研究的实际情况,及时对标准进行修订。同时,对于尚未被列入标准的污染物,其影响和危害也不能忽略。例如,船舶防污涂料的活性成分三丁基锡和三苯基锡,在 80 年代初期到 90 年代初期曾经是海洋环境科学研究的重点之一,极有可能对海洋生物和生态系统造成不利影响,尤其是在河口和港湾等相对封闭,而船舶活动又比较频繁的海域。因此,应当结合对这类污染物的科学研究,以及中国沿海污染物的实际状况,及时对标准进行修订。

三、沉积物质量基准和标准

在水质标准制定和实施之后,沉积物质量问题开始受到关注。人们认识到水质标准的实施主要是保护生活在水体中的海洋生物,而底栖生物则更多



的受到沉积物质量状况的影响。因此,除水质标准之外,还有必要建立沉积物质量标准。这是因为,在自然环境中水体中的污染物有相当一部分最终进入沉积环境,而由于沉积环境特殊的理化性质,进入沉积物中的污染物通常能够长期稳定存在,因而沉积物中浓度远高于水体中污染物浓度,而且不同层次沉积物中污染物的浓度是该污染物在不同时期的历史记录;沉积物中的污染物和水体中的污染物都能够对底栖生物群落结构和功能产生影响,这种影响反过来又会影响污染物在沉积物中存在的形式、形态和时间;沉积物不仅是污染物的"汇",也是污染物的"源",污染物可以在一定条件下释放出来,形成二次污染。因此,分析确定沉积物的质量基准,并在此基础上制定沉积物质量标准,对于海洋环境质量监测、沉积物影响的生态风险评价,以及制定和实施相应的管理措施等都非常重要。

由于沉积物组成的复杂性,使得沉积物基准的分析和确定工作非常困难,而且很难找到一种完全可行的沉积物质量基准的建立方法。目前已有的沉积物质量基准的建立方法主要包括:背景值法(Background sediment chemistry approach)、水质标准法(Water quality criteria approach)、平衡分配法(Sediment/water equilibrium partitioning approach)、生物测试法(Sediment bioassay approach)、水平筛选法(Screening level concentration approach)、表观效应阈值法(Apparent effects threshold approach)、沉积物质量三合一法(Sediment quality triad approach)等(Chapman P. M.,1989. Di Toro D. M., et al.,1991. 文湘华,1994.)。前三种方法通过分析和计算沉积物中特殊化学物质的浓度以确定其质量基准,后四种方法则是针对沉积物对底栖生物的效应,结合沉积物中化学物质的浓度变化,通过相关分析确定质量基准。

背景值法通过比较沾染的沉积物中某种化学物质与参照沉积物中该化学物质的浓度,对沉积物质量状况进行比较。这种方法比较简单,易于实施,但是这种方法难以综合考虑沉积物本身的特征对化学物质毒性效应的影响,而且在实际操作中也有许多问题。例如,难以确定参照沉积物,结果不可比,不能体现化学物质所造成的生物效应等。

水质标准法是通过比较沉积物间隙水中化学物质浓度和水质标准中相应的化学物质浓度,确定沉积物中该物质的质量基准。这一方法也比较简单易行,而且通过与水质标准相对比,体现了特定化学物质的生物效应。但是,由于同种化学物质对水体中生物的毒性范围和对底栖生物的毒性范围会有所不同,而且,沉积物间隙水也并不是污染物对底栖生物惟一的致毒途径。因此,在基准的准确性方面可能会有偏差。在实际应用中,由于沉积物间隙水的采

样和分析工作比较困难，也是限制该方法的重要因素。

平衡分配法也是通过比较沉积物间隙水中化学物质浓度和水质标准中相应的化学物质浓度，确定沉积物中该物质的质量基准，但是，对沉积物间隙水中化学物质的浓度是通过其在水和沉积物的平衡分配计算得到。这一方法考虑了沉积物中影响化学物质平衡分配的主要因素。例如，通过沉积物中有机碳含量和有机污染物含量计算间隙水中有机污染物浓度(Di Toro D.M., et al.,1991)，通过沉积物中酸挥发态硫化物(Acid volatile sulfides, AVO)含量和同步提取金属(Simultaneously extractable metals, SEM)的含量计算间隙水中重金属浓度等(P.M.Chapman,1997)。该方法具有和水质标准法类似的优缺点，但它考虑了沉积物特征对化学物质毒性效应的影响，并且可以忽略复杂的间隙水化学物质分析方法，而直接以沉积物中特定化学物质浓度、有机碳含量、酸挥发态硫化物含量等计算间隙水中化学物质的浓度，从而确定不同类型沉积物中化学物质的质量基准。

生物测试法是通过对沉积物的生物效应和污染物浓度进行相关分析，确定沉积物中化学物质的质量基准。不同的污染物浓度可以通过采集不同的样品，或者进行沉积物加标得到。这一方法直接体现沉积物的生物效应。但是该方法在实际运行中也受到很多限制，如实验生物单一，沉积物的复杂组成对化学物质毒性的影响，沉积物加标的困难性等。(有关这一方法的详细内容可参见本书第七章沉积物毒性部分)

水平筛选法是通过野外调查，针对特定化学物质，确定95%的底栖动物对该物质的耐受阈值。该方法可以对沉积物中的任何化学物质进行分析，同时，无须考虑复杂的污染物——生物作用过程。但这一方法需要大量的底栖动物野外调查结果，而且底栖动物物种和沉积物中化学物质种类的选择对最终结果有明显影响。

表观效应阈值法通过对沉积物中化学物质浓度和特定生物效应的相关分析确定沉积物中能够引起生物效应的化学物质浓度。这一方法也可以针对沉积物中存在的各种化学物质进行分析，而且无须考虑污染物—生物作用过程，但它无法区分沉积物中各种污染物相互作用的影响。

沉积物质量三合一法是将沉积物中化学物质分析结果、沉积物毒性生物测试结果和现场底栖生物群落调查结果相结合，综合分析确定沉积物中化学物质的基准值。这一方法综合考虑了三个方面的因素，可以尽量消除实验室模拟实验和现场实验所造成的偏差，但是进行沉积物质量三合一分析需要有大量的数据支持，而且在统计分析方法上还存在不足之处。



建立沉积物质量基准的原理将在本书沉积物化学部分详细论述(见本书第六章)。但总体看来,比较有前景的沉积物质量基准研究方法是基于平衡分配原理的化学分析方法(包括对沉积物、沉积物间隙水和底栖生物残留)、底栖生物毒性测试方法(包括整体沉积物毒性实验、沉积物加标毒性实验和沉积物间隙水毒性实验)和生物效应监测方法(包括表观效应阈值法和沉积物质量三合一法)。但是这些方法都还存在不足之处,还需要经过进一步的验证和改进。

对于一些沉积环境受到明显影响的地区,可以针对造成影响的污染物,采用比较简便的指标,尽快确定质量基准,以保护沉积物环境。例如在沿海养殖地区,由于生物沉降而导致的沉积物有机物积累,使得溶解氧耗尽,出现局部还原环境,产生有毒有害物质等现象,可以利用沉积物有机质含量、氧化还原电位、硫化物等作为指标,建立沉积物质量基准。

我国在20世纪80年代初全国海岸带与海涂资源综合调查中曾提出过关于沉积物质量状况的初步评价基准(环境质量调查报告,1989),但这一基准还存在许多问题。为保护海洋沉积环境,确保海洋生物资源的可持续利用。我国已经在海洋沉积物环境质量标准方面进行了不少工作,如对沿海各海域沉积物中重金属的背景值调查等。国家海洋局海洋环境保护研究所近年一直就沉积物质量制定标准进行了大量的实验和调研工作,并于2001年提出了海洋沉积物质量标准,2002年由国家技术监督局颁布实施。标准中将海洋沉积物质量分为三类,其中一类相当于海水水质标准的一、二类,而二、三类沉积物质量标准分别相当于海水水质标准的三、四类。第一类沉积物质量标准适用于海洋渔业水域,海上自然保护区,珍稀濒危海洋生物保护区,水产养殖区,海水浴场,人体直接接触海水的海上运动或娱乐区,与人类食用直接相关的工业用水区;第二类适用于一般的工业用水区,滨海风景旅游区;第三类适用于海洋港口水域和海洋开发作业区。沉积物质量标准的草案如表4-2所示。

表4-2　中国海洋沉积物质量标准(mg/kg)

序号	项目	第一类	第二类	第三类
1	废弃物及其他	海底工业、生活废弃物,无大型植物碎屑和动物尸体等		海底无明显工业、生活废弃物,无明显大型植物碎屑和动物尸体等
2	色、臭、结构	沉积物无异色、异臭、自然结构		沉积物无明显异色、异臭、基本自然结构

（续表）

序号	项目	第一类	第二类	第三类
3	大肠菌群≤（个/克湿重）	200 供人生食的贝类增养殖底质≤14		
4	粪大肠菌群≤（个/克湿重）	40 供人生食的贝类增养殖底质≤13		
5	病原体	供人生食的贝类增养殖底质不得含有病原体		
6	汞≤	0.20	0.50	1.00
7	镉≤	0.50	1.50	5.00
8	铅≤	50.0	130.0	250.0
9	锌≤	150.0	350.0	600.0
10	铜≤	35.0	100.0	200.0
11	铬≤	50.0	120.0	270.0
12	砷≤	20.0	65.0	93.0
13	有机碳≤（%）	3.0	4.0	4.0
14	硫化物≤	300.0	500.0	600.0
15	石油类≤	500.00	1 000.00	1 500.00
16	六六六≤	0.50	1.00	1.50
17	滴滴涕≤	0.02	0.05	0.10
18	多氯联苯≤	0.02	0.20	0.60

世界范围内关于沉积物质量的标准也比较少。相信随着人们对沉积物研究的深入和各项问题的解决，沉积物评价基准和标准将逐步建立起来。

四、生物质量基准和标准

作为海洋环境整体的重要组成部分和最终保护对象，海洋生物的质量状况无疑非常重要。海洋环境科学一直非常注重以生物性指标监测环境质量状况，通常使用的指标大致可以分为生态学指标、生物标志物指标和生物体污染物残留量指标三类。如前所述，污染物所造成的生态指标变化往往难以同生态系统本身的动态过程区分开来，而且难以定量和比较；生物标志物指标是近些年来发展起来的，以生物生理、生化，甚至分子水平上的变化反映环境影响的效应，但尚处于研究阶段，在自然条件下应用较少（见本书第七章海洋生物



监测部分)。这两类指标难以在短时间内制定成为生物质量标准。生物体内污染物残留量比较直观,容易量化,也有较多的资料积累,最有可能用于标准的制定(王初升等,1999)。

以生物体内污染物残留量为对象提出的生物学基准和标准大致可以分成两类。一类从食品卫生角度提出,是出于保护人类的需要,它所关注的主要是经济水产品中可能对人类健康造成影响的污染物含量。由于生物可以从环境或食物中富集污染物,并在生物体内累积,当累积的污染物达到一定含量之后,就有可能对人类健康造成威胁。另外一类则是从保护海洋生物自身的角度出发,即保护生物免受污染物的毒害作用。由于生物对环境中污染物的吸收受到污染物存在形式、形态和环境因子的影响,所以,对环境中污染物浓度的分析并不能代表真正作用于生物的污染物剂量,而生物体内的污染物与生物体所表现出的效应有比较直接的关系。而且,同沉积物一样,生物体内污染物含量反映的是污染物长期作用的结果。因此,以生物体内污染物残留量指标为依据制定生物质量标准很有意义。

在以生物体内污染物残留量为依据制定海洋生物质量标准时,应当考虑下面的问题。

海洋生物种类和个体的选择。由于吸收方式、代谢和排出能力的差别,不同种类的海洋生物对污染物的积累存在明显差异。在海洋中,贝类可以累积大多数重金属污染物和有机污染物,而能够在鱼类体内累积的污染物种类就比较少,只有相对稳定、不易排出的污染物,如有机氯农药、甲基汞等才比较容易积累。同时,即便在贝类中,不同种贝对重金属的积累能力也不相同,同一地区采集的贝类,牡蛎体内铜、锌含量要比其他贝类高1～2个数量级。除种类间差别外,由于受到个体大小、年龄、性别、生理状况等因素,不同生物个体间的差异也比较大,在确定生物质量基准和制定标准过程中应当注意。有的学者认为双壳类软体动物比较适合用作监测对象。

生物体内污染物含量与生物效应的关系分析。到目前为止,绝大多数海洋生物体内污染物残留量标准是从卫生角度制定的,而从保护海洋生物角度,确定生物体内污染物含量和其效应的联系则比较困难,还需要基础研究的支持。目前,对生物体内污染物含量基准的确定只能通过生物浓缩因子与该污染物的水质标准进行推算(贾晓平等,1990),这在一定程度上限制了生物质量基准的设定。

我国目前已针对部分污染物制定和实施了海洋生物质量标准(GB18421－2001)和水产品的食品卫生标准。其中海洋生物质量标准是由国家海洋局

三所编写制定的。它将海洋生物质量按照海域的使用功能和环境保护的目标划分为三类，第一类适用于海洋渔业水域、海水养殖区、海洋自然保护区、及与人类食用直接相关的工业用水区；第二类适用于一般工业用水区、滨海风景旅游区；第三类适用于港口水域和海洋开发作业区。其中所涉及的指标包括感官指标、微生物指标、重金属、石油烃、杀虫剂及贝毒等(表 4－3)。

表 4－3　我国海洋生物质量标准(mg/kg 鲜重)

项　目	第一类	第二类	第三类
感官要求	贝类的生长和活动正常，贝体不得沾粘油污等异物，贝肉的色泽、气味正常，无异色、异臭、异味		贝类能生存、贝肉不得有明显的异色、异臭、异味
粪大肠菌群(个/kg)≤	3 000	5 000	－
麻痹性贝毒≤	0.8		
总汞≤	0.05	0.10	0.30
镉≤	0.2	2.0	5.0
铅≤	0.1	2.0	6.0
铬≤	0.5	2.0	6.0
砷≤	1.0	5.0	8.0
铜≤	10	25	50(牡蛎 100)
锌≤	20	50	100(牡蛎 500)
石油烃≤	15	50	80
六六六≤	0.02	0.15	0.50
DDT≤	0.01	0.10	0.50

第三节　近海环境质量评价[①]

一、海洋环境质量评价概述

从环境科学角度，环境质量是环境系统客观存在的一种本质属性，并能用定性和定量的方法加以描述的环境系统所处的状态；而环境质量评价则是针

① 本节作者：霍文毅、宋秀贤。



对环境系统的这种属性和状态对于人类生存和发展的价值进行评价，亦即评定环境质量对人类社会生存发展需要的满足程度，而不单纯是评价环境质量本身。因此，环境质量评价所探讨的是环境质量的社会意义。

环境质量评价是一个统称，它包括非常广泛的评价对象和评价内容。从不同的角度可将环境质量评价分成许多类型，根据时间尺度可将环境质量评价分为环境质量回顾评价、环境质量现状评价、环境质量影响评价和风险评价；根据评价要素可将环境质量评价分为大气环境质量评价、水环境质量评价、土壤（或沉积物）环境质量评价、生物环境质量评价等。

环境质量评价在国外始于20世纪60年代，70年代获得了蓬勃发展。在开展大量环境质量评价工作的同时，环境质量评价的理论研究也获得长足发展并使其成为环境科学的一个重要分支学科。美国早在1960年就把环境影响评价作为制度以国家环境政策法规固定下来，随后瑞典也于同年制定了以环境影响评价为中心的国家环境保护法。我国于70年代才大量开展环境质量评价工作，到1979年公布的《中华人民共和国环境保护法（试行）》中才将环境影响评价以法律的形式肯定下来；在1989年颁布的经过修改的《中华人民共和国环境保护法》中，重申了环境影响评价制度，从此我国的环境质量评价工作走上了法制化的健康发展道路。

我国的海洋环境质量评价发展略滞后于环境质量评价的发展。1982年《中国海水水质标准GB3097－82》颁布，1983年3月1日《中华人民共和国海洋环境保护法》正式生效实施，从此中国的海洋环境质量评价走上法制化的发展道路。在此后的10余年中，我国开展了大量近海港口、海域环境质量评价工作，如渤海湾环境质量评价，大连湾环境质量评价，锦州湾海域环境质量评价，胶州湾环境质量评价，秦皇岛近海海域环境质量评价，渤、黄海近海水污染状况评价，江苏沿海港河口海区环境质量评价，东海海域环境质量评价，广东沿海海域环境质量评价等。通过这些评价工作，为了解我国近岸海域环境质量状况，制定沿岸海域主要河口、海湾及近岸海域环境污染防治规划起到了重要作用。

二、海洋环境质量现状评价

（一）水质现状评价

水质评价方法主要包括水污染指数评价和水环境质量的生物学评价，其中生物学评价方法包括指示生物法、优势种群法、生物污染指数法、多样性指数法等。因不同评价海域水体中水生生物的区系、组成、种类、数量和分布均

不同,且在水环境质量的生物学评价时要求同时了解该海区已受污染和未受污染(清洁区)水体中水生生物的情况及同一水体中水生生物的历史资料,所以,目前海域水质生物学评价尚处于研究阶段。我国近海水质现状评价中应用较多的是水污染指数评价。

1. 评价方法

单站单项水质参数采用标准指数评价:

$$S = C/C_s \qquad ①$$

$$S_{pH} = |pH - pH_{SM}|/D_s \qquad ②$$

其中,$pH_{SM} = \frac{1}{2}(pH_{su} + pH_{sd})$; $D_s = \frac{1}{2}(pH_{su} - pH_{sd})$

$$S_{DO} = \begin{cases} |DO_f - DO|/(DO_f - DO_s), DO \geq DO_s \\ 10 - 9DO/DO_s, DO < DO_s \end{cases} \qquad ③$$

式中,S 为标准指数;

C 为某项水质参数的实测值;

C_s 为与 C 对应的一类海水水质标准;

pH_{su}、pH_{sd}分别为一类海水 pH 标准的上下限值;

DO_f 为饱和溶解氧。

单站综合水质采用多项水质参数综合指数(简称综合水质指数)评价:

$$ISWQ = \frac{1}{n}\sum w = 1, \delta_i = \begin{cases} 1 & S_i > 1 \\ 0 & S_i \leq 1 \end{cases}$$

式中,$ISWQ$ 为海水综合水质指数;

w 为污染物种类权值;

n 为参评的水质参数总项数。

特定海域水质采用特定海域水质指数评价:

$$IGSQ = \sum_{i=1}^{M} I_i W_i + \left[1.5\sum_{j=1}^{N}(IO_j - r)^2 W_j\right]^{\frac{1}{2}}$$

$IGSQ = \max[I_i]$ 当 $\max[I_i] < IGSQ$ 时

式中,$IGSQ$ 为特定海域水质指数,包括单项和综合水质两种形式;

I 为标准指数 S 或综合水质指数 $ISWQ$;

W 为测站权值,主要根据测站的控制面积和重要程度确定;

IO 为超标的标准指数 S 或综合水质指数 $ISWQ$;

r 为标准判据,对 S, $r = 1$,对 $ISWQ$, $r = 0.8$;

N 为海区测站总数;





M 为超标测站数。

2. 评价项目、评价标准及结果

在全国海洋环境质量监测中规定：pH、DO、COD、三氮、磷、油类、汞和铅共8项为必评项目，六六六、铜、镉为选评项目。

1998年7月1日我国颁布并实施新的海水水质标准：《中华人民共和国国家标准·海水水质标准》(GB3097－1997)，该标准将海水水质分为四类。但迄今为止，还没有制定出详细的亚级分类和用于海水水质评价的单项水质分级判据。目前中国近海水质现状评价标准大部分仍就沿用1982年我国颁布的海水水质标准GB3097－82。

(二) 沉积物质量现状评价

目前世界各国均颁布了各自的海水水质标准并用于水质评价，但随着研究的深入，人们逐步认识到沉积物质量评价的重要性。这主要因为，① 沉积物对许多环境影响显著的化合物，如重金属和合成有机物，有很强的富集作用；② 对于与沉积物直接接触的底栖生物而言，污染物在沉积物中的浓度与其在水中的浓度相比将是控制生物富集的更恰当参数；③ 沉积物中的污染物在一定的条件下可由“汇”变为“源”，并产生二次污染；④ 水中的污染物在时间和空间尺度上变化很大，但沉积物中的污染物是随时间逐步积累下来的，通过沉积物的研究可追溯水体污染史，整体考察水—沉积物体系的自净能力和缓冲能力。

水质评价以水质基准为基础，沉积物质量评价也同样以沉积物质量标准为基础，才能开展沉积物质量评价。

1. 沉积物质量评价方法

目前在我国海洋沉积物质量评价中多采用标准污染指数法，即

$$S = C/C_s$$

式中，S 为标准指数；

C 为沉积物中污染物的实测浓度值；

C_s 为沉积物评价参考基准。

2. 沉积物质量评价标准

由于沉积物及其结合化学物质的生物效应极其复杂，建立水质基准的原则和方法在很大程度上并不适用于沉积物质量基准。因此，目前沉积物质量基准仍处于研制阶段，世界各国正致力于研究建立沉积物基准的适宜方法及相应的取样程序、生物检测、形态分析及计算方法等，绝大多数国家还未能建立各自的沉积物质量基准。

近年，我国根据对渤、黄、东、南海沉积物调查所获得的背景资料，并参照国外海洋沉积物资料和基准，制定并于2002年颁布了我国海洋沉积物评价标准（标准见本书第四章海洋沉积物质量基准和标准）。

三、海洋环境质量影响评价

（一）海洋环境影响评价概述

海洋环境影响评价是一项技术方法，用以识别和预测某项人类活动对海洋环境产生的影响，解释和传播影响信息，制定出减轻不利影响的对策措施，从而达到人类行为与环境之间的协调发展。根据目前人类活动的类型及对环境的影响程度，海洋环境影响评价可分为三种类型：单个建设项目的环境影响评价；区域开发的环境影响评价；公共政策的环境影响评价。

1979年颁布的《中华人民共和国环境保护法（试行）》中规定对建设项目要执行"三同时"原则，即对一切新建、扩建和改建企业中的防治污染措施必须与主体工程同时设计、同时施工和同时投产；1982年首发的并于2000年4月修订后颁布的《中华人民共和国海洋环境保护法》规定海岸工程建设（包括海涂开发利用、围海工程、采挖砂石及通过河口向海湾或海域排放污染物的陆上建设项目）和海洋工程建设项目，在建设项目可行性研究阶段，必须对海洋环境进行科学调查，根据自然条件和社会条件合理选址，并按照国家有关规定，编报工程的环境影响报告书，包括防止污染损害海洋环境的有效措施，上报国务院海洋主管部门和环保部门审批。

《中华人民共和国海洋环境保护法》的颁布实施，标志着海洋环境影响评价作为一项制度在我国以法律的形式确定下来，即海洋环境影响评价制度。我国的海洋环境影响评价制度主要有具有法律强制性、纳入基本建设程序、评价的对象侧重于单项建设工程等特点。

（二）海洋环境影响评价的任务及工作程序

海洋环境影响评价的主要任务为：① 查清受纳污染物海域的环境质量现状及特征，了解评价区内海洋生物种群及分布，掌握环境保护目标和海域环境功能要求，同时调查与评价有关的社会环境概况，为开展评价提供自然与社会背景资料。② 根据建设项目排放海域的主要污染物种类、数量、排放方式、排放口位置，以及气象、海流运动规律等因素，定量说明其物理自净能力；预测项目建成后对海洋环境可能造成的影响范围和程度，并从海洋环境保护角度论证项目选址或开发活动方式的可行性，为项目决策和海洋管理提供科学依据。



③ 根据预测结果提出技术先进、经济合理、操作安全和行之有效的防治对策，为环境保护、工程设计及项目运行后的环境管理提出规定措施和建议。

海洋环境影响评价工作应遵循环境影响评价总的工作程序，即编制评价大纲、环境调查和现状评价、影响预测和影响评价、编制环境影响报告书。

（三）评价方法、评价标准和评价等级的选择

1. 评价方法

为便于制定污染防治对策，海洋环境影响评价方法一律采用标准指数法，即单因子评价法。

2. 评价标准

从 1998 年 7 月 1 日我国海洋环境影响评价执行新的海水水质标准：《中华人民共和国国家标准·海水水质标准》（GB3097－1997），评价标准的确定原则上应按纳污海域功能选择相应的海水水质标准。评价标准应在编报评价大纲前报经有关环保部门确定，环境影响评价标准应与环境质量现状评价标准相一致。

3. 评价等级

海洋环境影响评价等级分为三级（表 4－4）。评价等级原则上应根据建设项目的污水排放量、污水水质复杂程度、受纳水域规模及其环境功能要求来确定。一级评价因污水排放量大，污染物类型多和污水水质复杂，或受纳海域

表 4－4　海洋环境影响评价分级判据

污水排放量（m^3/d）	污水水质的复杂程度	一级	二级	三级
≥20 000	复杂	各类海湾		
	中等	各类海湾		
	简单	小型封闭海湾	其他各类海湾	
<20 000 ≥5 000	复杂	小型封闭海湾	其他各类海湾	
	中等		小型封闭海湾	其他各类海湾
	简单		小型封闭海湾	其他各类海湾
<5 000 ≥1 000	复杂		小型封闭海湾	其他各类海湾
	中等或简单			各类海湾
<1 000　≥500	复杂			各类海湾

的稀释扩散能力小，所以对于评价深度的要求较高，其内容一般包括环境现状调查、边界条件测试、建立预测模型、给出定量预测结果和相应的防治对策。二级评价因污水排放量相对不大，水质参数相对较少或受纳海域的环境功能要求不高，又无敏感的保护对象，故其评价深度可比一级评价适当精简，只需突出重点，其内容除应查清环境现状外，现场测试项目可以简化，只需采用常规手段建立预测模型，对于已有的评价资料允许筛选使用，预测深度以满足决策需要为原则。三级评价因污水排放量小，水质简单，而且受纳海域的稀释扩散条件较好，评价深度可从简要求，对于环境现状调查可根据建设项目所排污染物，只重点分析对环境有影响的主要因子，如评价区内无重点保护对象，可不做边界参数测试，仅利用简单的混合模式或已有资料进行类比分析。但为做到经济实用，有的放矢，海洋环境影响评价的工作等级和深度均需在评审工作大纲时最终确定。

（四）评价项目

海洋环境影响评价内容，一般要求包括以下项目：

根据评价因子预测值对海域水质做出影响评价，同时列表说明超标项目和超标率；

根据等浓度曲线说明超标影响范围和面积；

阐明超标范围内的海产资源污染趋势和损失状况及持续时间；

根据评价结果综合评述工程排污的可行性；

提出建设项目的合理排污总量指标。

（五）海洋环境影响预测

现状评价是影响预测的基础，而影响预测是海洋环境影响评价的核心内容。预测海洋水质的变化，一般可分为两大类：一类是模拟实验法，包括数值模拟和环境模型实验，另一类是近似估算法。模拟实验法是近年来通过环境流体动力学研究才建立起来用于复杂海域或评价工作等级较高的影响预测，其主要目的在于了解污染物入海后的运动轨迹、迁移途径、在海域中滞留时间及浓度分布和变化等；其主要程序是在现状调查和模拟实验的基础上，建立数值模型，并通过模型调整和验证，进一步完善。环境数值模型包括描述流体运动的流体动力学数值模式、重现污染物浓度分布的平流—扩散输运模式、计算质点运动轨迹的 Lagrange 余流模式等。近似估算法程序相对简单，可用于评价工作等级不高的海域预测。

目前我国已相继建立了大连湾、胶州湾、杭州湾、大亚湾等沿海主要港口、



海湾的二维潮流模型、Lagrange 模型、COD 浓度模型及三维斜压潮流模型和 Lagrange 余流模型。

第四节　近海环境功能区划①

科学、合理地开发利用海洋资源，首先应当查清海域的自然环境和资源状况，并加以科学规划，按照海洋客观功能来组织海洋资源与空间的开发利用。从 1989 年开始，我国分别由国家环保局和国家海洋局组织进行了我国全海域的海洋环境功能区划和海洋功能区划工作，根据不同海域的共性和差异，对不同海域的功能进行了界定，力求既能充分发挥各海区自身优势，又能做到经济效益、社会效益和环境效益的统一，以达到对各海区的开发实施科学管理和指导的目的。这些开创性的功能区划工作为协调我国的海洋经济开发活动、指导海洋经济持续发展起到了良好的作用。

一、海洋功能区划的原则

海洋的功能区划是指根据海域的地理位置、自然资源状况、自然环境条件和社会需求等因素进行不同海洋功能类型区的划分，用于指导、约束海洋开发和利用的实践活动，保证海洋开发的经济、环境和社会效益。同时，海洋功能区划又是海洋管理的基础，只有按照正确的功能区划来衡量、判断具体海区开发项目的合理性，才是科学的。海洋功能区划将为宏观指导海洋开发活动，协调各地区、各行业的关系，制定正确的海洋发展战略，实施科学的海洋管理，保护海洋环境提供科学依据。

海洋功能区划所采用的方法有因果法、比较法、综合法、叠加法等，在实践中经常结合应用。根据海洋不同区域固有属性的因果关系，比较海洋不同区域固有属性的差异性，综合考虑海洋不同区域的关系差异，包括自然属性和社会效益、资源效益、经济效益的关系，开发利用和治理保护的关系，近期和长远利益的关系，不同地区、不同行业利益的关系等，进而把海洋不同区域的区位条件、自然环境条件、资源条件、社会条件和社会需求等叠加在一起，遵循正确的功能区划原则，进行比较研究和系统分析，协调好各种关系，划定不同海洋区域的各种海洋功能区。

海洋功能区划的原则是功能区划的指导思想和工作方法的具体体现。在工作中，能否制定出和贯彻执行正确的功能区划原则，是顺利开展功能区划工

---

① 本节作者：郝建华、宋秀贤、邹景忠。

作的前提，是正确划定各种功能区的关键，也是海洋功能区划成功投入实践的基础。

（一）坚持以自然属性为主，兼顾社会属性的原则

功能区划主要从功能考虑，所谓功能即大自然赋予某个地区的可以被人类开展利用的属性，其基础是自然属性，包括区位条件、自然环境和自然资源等要素；同时也需要考虑某些社会属性，包括社会条件和社会客观需求等要素。海洋特定区域自然属性的特殊性和不同区域自然属性的差异性，是划定各种功能区的先决条件，可以决定海洋不同区域客观具有哪些功能，适宜进行哪些开发利用和治理保护活动。但由于海洋特定区域往往具有功能多样性，适宜多种开发利用和治理保护活动，所以，要想合理地选定某种主导功能，实现功能区的最佳划选，还必须结合考虑社会属性条件，即必须具备一定的社会条件和社会需求等因素，才能决定某些自然属性优越的区域是否具备开发利用的价值。同时需要注意的是，进行海洋功能区划时对社会属性的考虑必须有一定的限度，即应在自然属性允许的条件之下，不能违背自然的客观规律。

总之，海洋不同区域的自然属性是划定各种海洋功能区的基础和第一位因素，它决定了某海区特定开发利用和治理保护的合理性；而海洋不同区域的社会属性是划定各种海洋功能区的第二位因素，它决定特定开发利用和治理保护的最佳性和确定性。在海洋功能区划工作中，必须处理好海洋不同区域自然属性和社会属性的辨证关系。

（二）海洋经济、社会、环境效益统一的原则

海洋资源是大自然赋予人类的宝贵财富，海洋资源的开发实质上是人们对海洋的索取，使其产生社会效益和经济效益。但是，海洋环境是大自然的一个组成部分，有着自身的规律，人们只有在遵守其规律的前提下开发，才能保持自然界的平衡和持续发展。然而，长期以来，人们往往只注意对资源的开发，而忽视了保护与培育，以致造成环境和资源的破坏。

因此，在功能区划中，必须强调经济效益、社会效益和环境效益的统一。必须根据不同区域的环境容量、资源再生能力确定各地区的开发内容、保护治理措施，以期达到良性循环和持续发展。在区划过程中，在划定开发区的同时，还应划出相应的自然保护区、污染防治区、水质混合区等，以此来实现对资源和自然界生态系的保护，保证自然界固有的演化顺序。

（三）科学化的原则

功能区划是否科学、合理，关键在于是否确切掌握了区划区域的自然属性



和社会属性。要做到这一点，一要掌握尽量多的资料，二要正确、合理、科学地分析所占有的资料。区划涉及多学科、多行业的资料，有的资料往往带有一定的局限性和片面性，必须从全局高度出发，进行全面客观分析，以找出固有的规律，揭示区域的自然属性和自然演变规律。

（四）统筹兼顾、重点突出的原则

由于自然资源的多样性和自然环境的复杂性，要确定每个区域的功能就面临着多种选择。因此，在区划时必须从全局考虑，统筹兼顾，处理好各种关系和矛盾。应从以下方面加以考虑。

1. 开发利用与治理保护的一致性

只有把二者有机结合起来，才能获取海洋开发的最佳效益。在功能区划中，需要在兼顾开发利用的同时，突出治理保护，在一定时期应把生态效益放在首位。

2. 主导功能与一般功能统筹安排

由于社会经济发展的地区差异性，每个地区都有其主导发展方向，所以在功能区划中，必须保证主导功能在该区具有优先发展权。但任何一个地区的经济都必须围绕中心产业，形成一个合理的产业群，才能有效发展，因此，在划定主导功能区时，也必须兼顾配套功能区的划定。

3. 局部与全局、短期与长期兼顾

区划既要考虑本地区资源开发和经济发展的需要，又要注意其在全海域或全国范围内总的效益和需要；既要考虑近期开发利用功能的划定，又要考虑未来开发功能和保留功能的划定，把海洋不同区域的近期、长远价值融为一体，结合考虑。

4. 一致性功能相互兼容

在海洋特定区域，有些功能不仅没有冲突，而且还可以相互促进、互为补充，这种情况称为一致性功能重叠。在重叠功能区中，条件允许时可以排出功能的优先顺序，以增强功能区划的可操作性和科学性。

（五）备择性原则

在一定的海洋区域内，既存在一致性功能重叠，又有功能相互不兼容的情况，因此在划定功能区时，应执行备择性原则。优先安排海洋直接功能，然后安排海洋依托性功能，同时也考虑必不可少的其他功能的安排；资源和环境备择性窄的功能优先于备择性宽的功能，在功能区划中，应保证开发利用功能有优先安排权。

(六) 可行性与可操作性原则

区划的目的是为科学指导和管理海洋开发服务，其必须具备具体执行的条件，因此需要考虑以下因素：应与现有的海洋开发技术水平相适应；尊重行业和地方政府的意见；保持开发利用的延续性。

二、我国的海洋功能区划

国家环保局于1989年1月在山东省莱州市召开全国沿海省市海洋环境保护管理工作会议，决定从1989年起在全国沿海地区开展近岸海域环境功能区的划分工作。从1990年起全国近岸海域环境功能区划工作全面展开，至1992年底沿海各省、自治区、直辖市基本完成了本地区的近岸海域环境功能区划工作，并不断加以完善。我国沿海部分省市的环保部门根据本地区经济发展和近岸海洋环境的特点，以海水水质为基础对海域环境进行分类，进行了近岸海域环境功能区划工作。例如，山东省按照国家新近颁布的《海水水质标准》(GB3097－1997)对海水水质的分类及对混合区的规定，将近岸海域环境功能区划分为四类并设立混合区，各类功能区执行标准均按照《海水水质标准》(GB3097－1997)中的具体规定，主要考虑到有利于执行该水质标准和区划的可操作性，为环境管理提供了科学依据。

1989年7月，国家海洋局在天津组织召开全国海洋功能区划工作会议，决定由国家海洋局组织领导全国范围的海洋功能区划工作，沿海11个省、自治区、直辖市人民政府海洋管理部门及有关部门具体组织实施。整个海洋功能区划工作系统地收集了我国海岸带和海涂资源综合调查资料，在丰富、翔实资料的基础上进行综合分析，总共划分出各种功能区3 642个，其中包括治理保护区529个和自然保护区221个，为宏观指导全国的海洋开发工作，制定全国海洋开发战略和政策，维持良好的海洋生态环境，加强和实施海洋综合管理提供了科学依据。

(一) 功能区分类体系

海洋资源的开发利用是海洋经济活动的主要方面，因而也是海洋功能区划最重要的内容。从海洋资源开发的特殊性、海洋的多种适宜功能以及科技水平对海洋开发的重大影响考虑，我国的海洋功能区划采用五类三级分类体系，即划分开发利用区、治理保护区、自然保护区、特殊功能区和保留区共五大类，每一大类功能区包含了数个方面的内容，每一方面又可分出若干类型，五大类功能区共含有41个类型(图4－1)。大类、方面、类型构成三个等级，但

这仅是性质上的归属关系，在空间范围和数量上不存在从低级到高级的从属关系。

- 海洋功能区划分类系统
  - 开发利用区
    - 空间资源开发利用区　包括港口区、旅游区、农林牧区、工业和城镇区
    - 矿产资源开发利用区　包括油气区、固体矿产区
    - 生物资源开发利用区　包括养殖区、海洋捕捞区
    - 化学资源开发利用区　包括盐田区、地下卤水区
    - 新资源开发利用区　包括海洋能区、风能区、核能区
  - 治理保护区
    - 资源恢复保护区　包括资源区、禁渔区、林水和植被恢复保护区
    - 环境治理保护区包　括防护林带、污染防治区、地下水禁采和限采区
    - 防灾区　包括海岸防浸蚀区、防风暴潮区、防海冰区
  - 自然保护区
    - 生态系统自然保护区　包括红树林、珊瑚礁、湿地与沼泽、会聚流及其他生态系统自然保护区
    - 珍稀濒危生物自然保护区　包括珍稀与濒危动物、植物自然保护区
    - 历史遗迹自然保护区　包括自然历史遗迹、人类活动历史遗迹保护区
    - 典型海洋景观保护区　包括地貌景观、原始海岸和海岛、科学研究保护
  - 特殊功能区
    - 军事区
    - 倾废区
    - 排污区
    - 泻洪区
  - 保留区
    - 预留区
    - 功能待定保留区

图 4－1　我国海洋功能区划分类体系

海洋开发的目的是从海洋资源中获取财富，以取得经济和社会效益，因此开发利用区在海洋功能区划中占有主导地位。治理保护区是保证海洋资源能够持续开发利用，维持海洋生态系统良性循环的有效途径；自然保护区对海洋利用的目的主要不是经济效益，而是社会效益，是通过其使人类认识和掌握自然界变化规律及人与自然之间的协调关系，以便更合理地对自然资源进行开发利用；特殊功能区主要是用做特定军事用途或以倾废、排污、泻洪等为目的；考虑到现有科学技术水平局限以及海域利用的复杂情况，海域功能目前难以

确定的海域则划为保留区。

（二）海洋功能区概述

1. 渤海海区

渤海海区拥有丰富的港口、石油、海盐、砂矿（尤其是砂金）、旅游等资源。根据渤海的区位优势和资源优势，确定渤海区的整体功能为：通过海、河、陆、空交通运输网络、经济技术开发区、保税区和旅游区的建设，工业和城镇群的合理布局，把渤海区建设成为我国重要的外向型经济基地；通过海水增养殖和海洋农牧化、海洋石油、石油化工、海盐和海洋化工工业等的建设，把渤海区建设成为我国第一个海洋综合开发基地；通过功能区划，合理组织开发利用、治理保护和科学整治，把渤海区建设成为我国第一个具有良性循环的海洋人工生态系示范基地。

按照五类三级分类体系，在渤海海域共划定开发利用区 293 个，包括空间资源开发利用区 153 个、矿产资源开发区 87 个、生物资源开发区 28 个、化学资源开发区 23 个和海洋能开发利用区 1 个；设立特殊功能区 9 个，用于军事目的和排污、泻洪的需要；设立保留区 6 个，包括预留功能区 3 个和功能待定保留区 3 个；设立治理保护区 44 个，其中资源恢复保护区 2 个、环境治理保护区 34 个、防灾区 4 个。为了保护珍稀和濒危动植物、重要地质剖面和地质珍迹、典型生态环境以及重要的海洋历史遗迹，在该海区共设立自然保护区 24 个。

2. 黄海海区

黄海海区港口、水产、旅游和矿产资源甚为丰富，区位条件十分优越，据此确定黄海海区的整体功能为：通过沿海港口体系、交通运输网络、经济开发区、沿海城镇体系以及旅游事业的发展，使黄海海区成为商品生产和流通发达的多功能外向型经济基地；通过对沿海港口条件的充分利用、丰富矿产资源的开发、新建和扩建高技术工业企业，使黄海海区成为重要的工业基地；通过利用优越自然条件、丰富的土地和海洋资源、海上牧业化建设，巩固和提高黄海海区作为粮、棉、水产及加工业为主的传统农副产品基地的地位。

按照五类三级分类体系，在黄海海域共划定开发利用区 348 个，包括空间资源开发利用区 184 个、矿产资源开发区 59 个、生物资源开发区 65 个、化学资源开发区 23 个和海洋能、风能开发利用区 17 个；设立特殊功能区 36 个和保留区 6 个；设立治理保护区 87 个，其中资源恢复保护区 56 个、环境治理保护区 24 个、防灾区 7 个。共设立自然保护区 41 个，包括生态系统自然保护区 7 个、珍稀与濒危动植物自然保护区 8 个、历史遗迹自然保护区 17 个和典型

海洋自然景观保护区9个。

3. 东海海区

东海邻接上海、浙江、福建和台湾等省市，拥有丰富的港口、水产、石油、旅游等资源，有着发达的交通运输网络等自然条件。东海区的整体功能为：以港口为先导，以沿海开放城市为依托，通过交通运输网络、经济技术开发区和港口工业区的建设，把东海沿岸建设成为多功能、对外开放型、结构合理的海洋产业群和海洋型工业基地；通过东海油气开发、海洋渔业和海水养殖业的发展，把东海建设成为能源和海洋蛋白质生产基地；同时，充分利用沿海省市不同地域、环境和自然资源优势，建立不同特点和风格的海洋产业综合发展体。

在东海海区共划定开发利用区606个，其中空间资源开发利用区355个、矿产资源开发利用区113个、生物资源开发利用区26个、化学资源开发利用区68个和新能源开发利用区43个。此外，还划定特殊功能区174个，保留区7个；设立治理保护区87个，其中资源恢复保护区29个、环境治理保护区31个、防灾区21个。共设立自然保护区58个，包括生态系统自然保护区14个、珍稀与濒危动植物自然保护区4个、历史遗迹自然保护区38个和典型海洋自然景观保护区2个。

4. 南海海区

南海是我国目前开发程度最低、开发密度最小的海区，具有巨大的开发潜力。南海拥有丰富的石油、水产和港口资源，其旅游、盐业和砂矿资源也较为丰富；南海又是我国对外开放的“南大门”，沿海有着诸多开放城市、开放特区。基于此，确定南海区的整体功能为：以港口城市为依托，以海上运输线为纽带，通过经济特区和临海工业区的建设，把南海建设成为我国最大的外向型产业基地和我国对外开放的南大门；通过海水养殖、海洋捕捞和海洋牧场开发，促进海产品、海珍品加工工业的发展，把南海建设成为海洋蛋白质生产基地；通过海洋油气、海盐业开发与海洋化工、石油化工以及旅游业的发展，把南海建成以海洋油气综合利用为龙头，海洋水产、运输、晒盐、旅游等产业为两翼的海洋产业基地；重视滨海大农业建设，通过农林牧等产业的综合开发，把南海滨海陆域建成农业基础牢固，为海洋产业、港口以及外向型产业服务的海洋开发后勤基地；充分利用南海海上通道的区位优势，把南海建设成为我国开发国际公海资源的示范区。

在南海海区共划定开发利用区1 255个，其中空间资源开发利用区811个、矿产资源开发利用区95个、生物资源开发利用区208个、化学资源开发利用区75个和新能源开发利用区9个，以及其他开发利用区57个。此外，还划

定特殊功能区 103 个，保留区 45 个；设立治理保护区 312 个，其中资源恢复保护区 102 个、环境治理保护区 124 个、防灾区 84 个。共设立自然保护区 98 个，包括生态系统自然保护区 38 个、珍稀与濒危动植物自然保护区 17 个、历史遗迹自然保护区 34 个和典型海洋自然景观保护区 9 个。

海洋功能区划和环境区划是一定认识阶段的产物，需要随着人类认识的不断深化、资料的持续积累而不断发展。同时，海洋的自然属性和社会属性在不断变化之中，海洋功能区划和环境功能区划的理论也需要不断深化和完善，这些特点决定了海洋功能区划工作不是一劳永逸的，还需要在实践中不断加以改进和完善。

第三篇

海洋环境科学研究



第五章 海洋环境水动力研究[①]

长期以来，海洋一直被人们作为天然的排污场所。据1995年统计，我国年污水排海量约为 $8\times10^9\sim9\times10^9$ t（1995年中国近海环境质量年报）。随着对海洋环境保护研究的深入，人们已经认识到作为长期被当作天然纳污场的海洋，其环境容量终究是有限的，不同水域对污染物质的净化能力不同，即使同一水域，其自净能力也会随环境条件的改变而改变。海域自净能力的大小取决于其中的生物、物理和化学动力学过程，三种自净过程相互影响，同时发生或相互交错进行，其中物理自净力在整个海域的自净能力中占有特别重要的地位，这也是环境水动力研究的核心问题。对海洋环境问题日益增长的关注，极大推动了海洋环境水动力研究的加速和发展。从研究内容看，目前海洋环境水动力研究的焦点集中在诸如河口、海湾及边缘海等近岸海域中的环流及其对污染物的输运规律，以及对污染物在特定海域浓度分布场的影响等问题；从研究手段看，除现场观测和模拟实验外，依靠

① 本章作者：霍文毅。

计算机开展水动力数值模拟已成为当前主要发展方向。

第一节 海洋污染物稀释扩散过程

污染物进入水体以后,在水体中发生的物理行为包括稀释、扩散、沉淀等过程。所谓稀释扩散主要是指污染物进入海洋后,由于水体的流动性使得污染物不断与海水发生混合作用,最终水体中污染物的浓度逐渐降低的过程。研究表明,海流输送和湍流扩散是污染物快速物理自净的主要机制。海流输送过程相对简单,当污染物排入海洋后,海流(近岸海域主要表现为浅海陆架环流和潮流)将污染物从高浓度区输送至低浓度区;而湍流扩散是由于湍流流场中质点的各种动力状态(流速、流向等)瞬时值相对于其时均值的随机脉动而导致的分散现象。湍流扩散的一个主要特征是由于水体不断从外界获得能量,使流体中污染物的扩散过程显著增强(比分子扩散过程强得多)。

有关湍流扩散的研究,中国科学院海洋研究所、中国海洋大学、国家海洋局第一海洋研究所、海洋局环保所等单位利用 Taylor 提出的湍流扩散理论,采用瞬时点源、连续点源、浮标群扩散等实验方法研究了我国主要海域的水平扩散系数(李培泉等,1984, 1990; 张法高等, 1990; 陈时俊等, 1982; 徐洪达等, 1984, 1990; 姜太良等, 1989; 窦振兴等, 1982; 凌备备, 1980, 1981; 唐永銮, 1983, 1984);中国科学院海洋研究所[①] 鉴于用里卡逊数 Ri 或其变化构造的经典垂直扩散系数与实际结果有较大差异,运用动力学平衡原理导出了一个无维数,利用该无维数构造的垂直扩散系数包含了潮混合、风(海流)混合、波浪混合及浮力效应,应用效果较好。90 年代以后,我国学者开始采用现场实测流资料进行统计分析的方法来推算了扩散系数(匡国瑞等, 1994),但这方面的研究工作开展的较少。

剪流扩散(即流速切变)作为湍流扩散的一种,是污染物扩散的重要机制之一。剪流对扩散的影响,早为人们所认识。中国科学院海洋研究所(张法高, 1980; Zhang, et al., 1986)研究了海洋表层 Ekman 漂流场中瞬时点源的被动扩散问题,得到了海洋表层 Ekman 剪切流场中点源扩散的解析解,其解与颜色扩散结果相符合,而且在用半理论方法计算三维扩散系数中得到了应用。

潮流和潮余流对海湾和近岸海域污染物质的迁移和扩散起重要作用。潮流数值模拟通过描述潮流运动的控制(偏微分)方程用数值离散求近似解手段

① 中国科学院海洋研究所近海强温跃层数值预报和内波及温度锋分析研究。

来模拟潮流运动,对潮流数值模拟的研究始于60年代,在国内始于70年代,70年代末有大量研究成果问世。由于海岸河口区水域属宽浅型区域,水平尺度远大于垂直尺度,所以,通常将实际潮流运动的三维模型进行垂向积分得到的二维模型就被广泛的应用并达到实用化程度,但随着计算机的高速发展,较详细地模拟三维潮流已成为可能,目前已出现了适合污染物环境水动力的三维模型。

对于特定海域而言,可根据污染物在水体中的分布情况并结合该海域现有的潮流或潮汐模型,建立污染物在该海域的浓度分布场,从而预测特定点位污染物的浓度值。我国在这方面开展了大量研究工作,如窦振兴等(1981,1982)运用平均二维对流—扩散模型进行了渤海潮流污染扩散的数值模拟,计算求解采用ADI差分法,结果表明:入海污染负荷的增减对于辽东湾、渤海湾等海湾和河口附近水质的影响较重,而对"外海"水质的影响甚微,渤海水域污染防治的重点区域应是主要排污河口和海湾。李树华等(1990)应用二维潮流方程,模拟了北海港湾内油类扩散规律,获得了较为满意的结果。罗家海等(1996, 1997)应用深度平均的二维扩散方程进行了汕头港湾附近水域污染物扩散的数值模拟,根据模拟结果,分析了各水域的污染物扩散。江毓武等(1997)将闽江口作为均匀混合的河口,应用Leendertse提出的二维流体动力学模式和污染扩散方程,同时考虑线性边界及侧向磨擦力的影响,研究了闽江口水域油污染的迁移扩散,认为闽江口的余流主要受径流的影响,整体余流流向湾外,对污染物的排放是有利的,并较好地实现了油污染扩散的数值模拟。

潮余流亦称潮余环流,它导致近岸或海湾的海水循环,促进与外海水的交换。而现有海流的观测原理大部分是依据流体动力学Euler流场的观念,即获得空间定点上的依时观测序列,对这一定点流速依时序列进行低通滤波或简单做一潮周期时均,即可获得"Euler余流"。另一获得Euler余流的途径是先计算海面风或密度水平梯度作用下的潮流场,再做Euler潮周期平均(王化桐等,1980)。把潮流流速输入污染物浓度的对流—扩散方程,再对其潮周期时均,即可获得浓度潮周期时均场或浓度的分布场(陈时俊等,1982)。

长期以来,Euler余流一直被作为物质输运的对流速度,且至今仍因袭沿用;但对于一个以周期流为优势的流场,由于Euler余流对流速做了潮周期的平均,很难看出Euler余流在物质输运过程中的作用。事实上这一问题早在60年代末就已被发现。为正确解释在一个以周期流为优势的流场中物质的输运过程,Lohguet-Higgins(1969)首先将有限振幅水波理论中的Stokes公式和"质量输运速度"推广到近岸海域和河口中以潮周期流动为显著运动的情

形，提出潮流场的速度切变会导致水质点在一个潮周期后不再回复到原处，而产生 Stokes 漂移；在计算物质输运速度时，除 Euler 余流外，还应至少附加一个 Stokes 漂移速度。Tee(1976)和 Dyke(1980)认为，浅海中潮的非线性动力耦合是 Lagrange 漂移产生的主要原因，这一非线性效应主要包括浅水效应、动量对流效应、湍和浓度对流输运，同时讨论了 Lagrange 漂移、Euler 余流和 Stokes 漂移三者的关系。Awaji 等(1980)提出了一个用 Lagrange 方法追踪水质点轨迹的数值模型，并研究了海峡水交换问题。根据他们对一个无 Euler 余流的理想流场的计算结果表明，水质点的 Lagrange 漂移完全可以由潮流振幅和相角的不均匀分布产生，因而进一步明确了 Lagrange 余流不仅在物理概念上不同于 Euler 余流，而且在量值上也不相同。

Lagrange 漂移定义为一个标识质点在流场中被释放，历经一个或多个潮周期后产生的净位移；Lagrange 平均速度则是净位移与用以平均的该潮周期时间之比(Zimmerman, 1979; Cheng, 1982)。Euler 平均速度和 Lagrange 平均速度的区别在于：Euler 平均速度仅为空间坐标的函数，而 Lagrange 平均速度不仅为空间坐标的函数，而且是标识质点被释放时刻的函数，或是释放时潮位相的函数(Cheng, 1983)。但需指出的是，Lagrange 平均速度依赖于用以平均的时间的长度或潮周期的个数(Feng, 1986)。但由于模拟海洋中无数质点 Lagrange 余流和运动轨迹的困难，往往需要在先行导出 Euler 余流的条件下，再根据 Euler 流场求质点的 Lagrange 运动轨迹。

80 年代初，美国、日本、加拿大和我国都开始采用 Euler - Lagrange 方法，研究质点的 Lagrange 运动，计算质点的运动轨迹和迁移途径，找出物理自净能力较强的水文交换活跃区和物理自净能力较弱的水交换滞缓区，从而为排污口的设置提供科学依据。俞光耀等(1983)基于已计算出的胶州湾 M_2 潮流场和污染物浓度场，进一步用跟踪标识质点的方法计算了胶州湾的 Euler 余流场和 Lagrange 余流场，发现二者并不完全一致，在某些区域甚至完全相反，根据二维 Lagrange 余流模型的模拟结果，对胶州湾整个水域污染物质的迁移能力进行了区域划分：水交换活跃区、水交换良好区和水交换呆滞区。陈时俊等(1988)导出了在已知 Euler 余流的条件下，根据 Euler 流场求质点 Lagrange 运动轨迹的表达式，可得到在较长时间内质点的 Lagrange 迹线，迹线曲率大，涉及范围小，表征质点长时间在较小范围内运动，该区自净能力差；迹线曲率小，涉及范围大，表征质点很快远去，该区自净能力强。李燕初等(1997)采用 Euler 方法和 Lagrange 方法进行了厦门浔江海域污染扩散的数值模拟，结果表明：浔江湾北部湾顶和集美附近海域排放的污染物易滞留于湾内，而湾口附



近高潮时 Lagrange 余流速度较大，是较好的排污口选址。

第二节 海洋环境水动力模型

要阐明污染物在海域中的稀释扩散规律及浓度分布变化，很大程度上取决于流体动力学过程的正确描述，关于这方面的研究，国内外学者已做了大量工作(李孟国等，1995a)。目前，深度平均的二维潮流模型已日趋完善(Leendertse，1970；方国洪等，1985)，三维潮流数值模型的研究也逐步达到实用化的程度(Leendertse，1973；于克俊等，1987；李孟国，1995b)。

一、潮流控制方程

(一) 二维潮流控制方程及模拟方法

1. 二维潮流控制方程

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x}[(\zeta+h)u]+\frac{\partial}{\partial y}[(\zeta+h)v]=0 \qquad ①$$

$$\frac{\partial u}{\partial t}+u\frac{\partial u}{\partial x}+v\frac{\partial u}{\partial y}-fv=-g\frac{\partial \zeta}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial u}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial u}{\partial y}\right)-ku\frac{\sqrt{u^2+v^2}}{h+\zeta} \qquad ②$$

$$\frac{\partial v}{\partial t}+u\frac{\partial v}{\partial x}+v\frac{\partial v}{\partial y}+fu=-g\frac{\partial \zeta}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial v}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial v}{\partial y}\right)-kv\frac{\sqrt{u^2+v^2}}{h+\zeta} \qquad ③$$

式中，t 为时间，x 和 y 为原点置于静止海面的直角坐标系坐标；

u 和 v 分别为沿 x、y 方向的流速分量；

h 为海底到静止海面的距离；

ζ 为自静止海面向上起算的海面起伏(潮位)；

f 为柯氏参数；

g 为重力加速度；

k 为海底磨擦系数，可由 $k=g/C^2$ 确定，C 为谢才系数，$C=(h+\zeta)^{1/6}/n$，n 为曼宁系数；

A_x 和 A_y 分别为沿 x、y 方向的水平涡动粘性系数，水平涡动粘性项(含 A_x 和 A_y 的项)与其他项相比为小项，或以忽略不计，但不少学者出于对数值计算稳定性的考虑而保留之，这时通常取 $A_x=A_y=A=\text{const}$。

2. 二维潮流数值模拟方法

主要包括有限差分法、有限元法、单元积分法、控制体积法、特征线法、分步法、准分析法、潮波能谱法和边界拟合坐标法。

(1) 有限差分法。有限差分法是将微分方程中的微分项以差商代替,从而化微分方程为易于求解的代数方程,用有限差分法求解二维潮流控制方程可分为显式法、隐式法、半隐半显法三类。显式法即是每经一个时间步长 Δt ($t=n\Delta t$, $n=1,2,3\cdots$),变量 ζ、u 和 v 的求解均由以前时刻的值得到或决定;隐式法就是每经一个时间步长 Δt,变量 ζ、u 和 v 要经过求解方程组(一般是线性代数方程组)得到,相对于显式法,隐式法稳定性高,Δt 可以取得很大,从而节省计算时间;半隐半显法则是每经一个时间步长 Δt,变量 ζ、u 和 v 的求解有的用显式,有的用隐式,它兼备了显式法和隐式法各自的一些优点,因而应用较广,常用的主要包括 ADI、MADI 和迎风 ADI。

(2) 有限元法。又称有限单元法,是一种用积分求解微分方程的方法,主要是为了克服有限差分法的规则网格不适应复杂的边界描述和不能满足计算域内局部加密要求等缺点。有限元法具有网格划分灵活,可拟合复杂边界等优点,但数学推导繁琐,耗费机时多。

(3) 单元积分法。单元积分法也是一种用积分求解微分方程的方法,其基本思想是将二维潮流方程写成以单宽流量表示的形式,直接在离散单元上对其积分,利用数学分析中的格林公式将空间导数的面积分化成单元周界的线积分并进而化简成沿单元周边的求和,时间导数采用前差离散,从而得到各网格节点的显式离散方程。

(4) 控制体积法。控制体积法亦是用积分求解微分方程的方法,其基本思路是将计算区域划分成若干个互不重叠的控制体,每个控制体包含一个网格节点,将方程在控制体上进行积分。其优点是不但在精细的网格上获得很好的结果,即使在较粗的网格上也能得到较好的结果。

(5) 特征线法。又称特征理论法或特征差分法,其基本思想在于二维潮流控制方程属一阶拟线性双曲型偏微分方程,利用二维空间的特征理论,可导出两簇特征曲面和相应的特征关系式,对特征关系式进行离散求解可得到 ζ、u 和 v 的数值解。

(6) 分步法。又称分裂算子法,是将原来比较复杂的或高维的数学物理问题的求解分解成若干比较简单的问题的连续求解过程,其分步处理灵活,简便易行。

(7) 准分析法。其基本思路是用分步法将二维潮流方程分成若干个可以

求解析解的分步子方程，然后对各分步积分求得近似解析解。

(8) 潮波能谱法。潮波能谱法是建立在调和分析上的一种方法，其基本思想是利用实际潮汐观测值，通过调和分析得出各天文分潮的能谱参数，将 ζ、u 和 v 写成能谱表达式形式，利用得出的赫姆霍兹方程求出各节点处每一分潮的水位 ζ_i，从而求出各网格节点某一瞬时的 ζ、u、v 值。

(9) 边界拟合坐标法。其基本思想是使用泊松方程进行坐标变换，将直角坐标系(x, y)转换成拟合坐标系(ζ、η)，再利用 ADI 法或各种分步法求解，其主要优点是准确贴合边界，在计算域内布置灵活。

(二) 三维潮流控制方程及模拟方法

1. 三维潮流控制方程

$$\frac{\partial u}{\partial x}+\frac{\partial v}{\partial y}+\frac{\partial w}{\partial z}=0 \tag{④}$$

$$\begin{aligned}&\frac{\partial u}{\partial t}+u\frac{\partial u}{\partial x}+v\frac{\partial u}{\partial y}+w\frac{\partial u}{\partial z}-fv\\&=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial p}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial u}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial u}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(A_z\frac{\partial u}{\partial z}\right)\end{aligned} \tag{⑤}$$

$$\begin{aligned}&\frac{\partial v}{\partial t}+u\frac{\partial v}{\partial x}+v\frac{\partial v}{\partial y}+w\frac{\partial v}{\partial z}+fu\\&=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial p}{\partial y}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial v}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial v}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(A_z\frac{\partial v}{\partial z}\right)\end{aligned} \tag{⑥}$$

$$\begin{aligned}&\frac{\partial w}{\partial t}+u\frac{\partial w}{\partial x}+v\frac{\partial w}{\partial y}+w\frac{\partial w}{\partial z}\\&=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial p}{\partial z}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial w}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial w}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(A_z\frac{\partial w}{\partial z}\right)-g\end{aligned} \tag{⑦}$$

$$\frac{\partial p}{\partial z}=-\rho g \tag{⑦}$$

式中，t 为时间；

x、y、z 为 xOy 面置于未扰动静止海面、z 轴铅直向上的直角坐标系坐标；

u、v 和 w 分别是流速沿 x、y 和 z 轴方向的分量；

ρ 为海水密度，取作常数；

p 为海水压强；

A_z 为垂向湍粘性系数；

另需要说明的是，方程⑦式可以简化成⑦的形式，即潮流运动满足静水压强分布，此近似在三维潮流数值模拟中被广泛采用，实际上，方程④、⑤、⑥

和⑦构成了三维潮流的控制方程。

2. 三维潮流数值模拟方法

分层二维法即将水体沿水深方向分成若干层,将三维方程化为各水层的二维方程进行处理;有限差分法和有限元联合法是在水平方向上和垂直方向上用不同的方法进行离散求解,从而避开层与层之间处理的困难;解析法是先用水深积分的二维模型计算出整个计算域的垂向平均流速,将 u、v 的垂向分布用垂向平均流速和表示流速垂向变化的函数之积表示;谱方法主要将 u、v 垂直方向的变化以本征函数或广义傅氏级数做成一维谱展开式,与垂直积分连续方程一起构成一组联立方程,将三维方程化为一组二维方程求解;流速分解法是引入复型流速变量 $q=u+iv$,将 q 沿水深积分得到垂向平均复型流速向量,从而将三维问题化成求解水位 ζ 的二维问题和求解有限个垂直剖面函数的一维问题;过程分裂法则是将三维流动的物理过程劈为表面重力长波传播的快过程和缓行内重力重力波的慢过程,对每部分选用适合其物理特性和数值行为的计算格式,然后耦联求解;边值模型法类似于二维潮流的潮波能谱法,按分潮波的理论计算分潮流求解;动力压力校正法是将控制方程中的 p 分解成水压力和静水压力之和,由控制体积法导出三维方程的离散格式,采用压力校正法迭代求解水位,从而达到求解 u、v、w 的目的;有限体积法和坐标变换法也可用于三维潮流控制方程的求解。

二、污染物对流扩散方程

在建立特定海域潮流控制方程的基础上,可建立污染物的对流—扩散方程。污染物有湍平均运动的对流扩散方程(即一般的污染物三维对流—扩散方程)为

$$\begin{aligned}&\frac{\partial p}{\partial t}+u\frac{\partial p}{\partial x}+v\frac{\partial p}{\partial y}+w\frac{\partial p}{\partial z}\\&=\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial p}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K_y\frac{\partial p}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial p}{\partial z}\right)+S\end{aligned} \qquad ⑧$$

式中,p 为污染物的浓度;

K_x、K_y、K_z 为污染物的湍流扩散系数;

S 为污染物的源强。

对该式进行垂向积分,引入偏差函数

$$p = P[1+\varepsilon_a(z)] \quad 式中, \quad P = \frac{1}{H}\int_{-h}^{\zeta} p\,dz$$

$$u = U[1+\varepsilon_u(z)] \qquad U = \frac{1}{H}\int_{-h}^{\zeta} u\,dz$$

$$v = V[1+\varepsilon_v(z)] \qquad V = \frac{1}{H}\int_{-h}^{\zeta} v\,dz \quad H = h+\zeta$$

其中,$\varepsilon_a(z)$,$\varepsilon_u(z)$和$\varepsilon_v(z)$是浓度和两上水平流速分量与其深度平均值的相对偏差函数。显然有

$$\int_{-h}^{\zeta}(\varepsilon_a, \varepsilon_u, \varepsilon_v = 0 \quad 引入 < \quad > = \frac{1}{H}\int_{-h}^{\zeta}(\quad)dz, 则$$

$$\frac{\partial(Hp)}{\partial t} + \frac{\partial(Hup)}{\partial x} + \frac{\partial(Hvp)}{\partial y} - HS$$

$$= < \frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial p}{\partial x}\right) > < \frac{\partial}{\partial y}\left(K_y\frac{\partial p}{\partial y}\right) > + < \frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial p}{\partial z}\right) >$$

$$- \frac{\partial}{\partial x} up\varepsilon_u(z)\varepsilon_a(z) > - \frac{\partial}{\partial y} < vp\varepsilon_a(z)\varepsilon_a(z) >$$

其中,
$$< \frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial p}{\partial x}\right) > \cong \frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial < p >}{\partial x}\right) = \frac{\partial}{\partial x}\left[K_x\frac{\partial(Hp)}{\partial x}\right]$$

$$< \frac{\partial}{\partial y}\left(K_y\frac{\partial p}{\partial y}\right) > \cong \frac{\partial}{\partial y}\left(K_x\frac{\partial < p >}{\partial y}\right) = \frac{\partial}{\partial y}\left[K_x\frac{\partial(Hp)}{\partial y}\right]$$

$$< \frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial p}{\partial z}\right) > = K_z\frac{\partial p}{\partial z}\bigg|_{\zeta} - K_z\frac{\partial p}{\partial z}\bigg|_{-h}$$

$=0$(海面或海底不存在源 / 或泄)

$$\frac{\partial}{\partial x} < up\varepsilon_u(z)\varepsilon_a(z) > = -\frac{\partial}{\partial x}\left\{H\left[-\frac{PU}{H} < \varepsilon_u(z)\varepsilon_a(z) >\right]\right\}$$

$$\frac{\partial}{\partial y} < vP\varepsilon_v(z)\varepsilon_a(z) > = -\frac{\partial}{\partial y}\left\{H\left[-\frac{PV}{H} < \varepsilon_v(z)\varepsilon_a(z) >\right]\right\}$$

定义
$$-\frac{PU}{H} - \varepsilon_u(z)\varepsilon_a(z) > D_x\frac{\partial p}{\partial x}$$

$$-\frac{PV}{H} - \varepsilon_v(z)\varepsilon_a(z) > D_y\frac{\partial p}{\partial y}$$

则得
$$\frac{\partial}{\partial x} < up\varepsilon_u(z)\varepsilon_a(z) > - \frac{\partial}{\partial x}\left(HD_x\frac{\partial p}{\partial x}\right)$$

则得
$$\frac{\partial}{\partial y} < vp\varepsilon_v(z)\varepsilon_a(z) > - \frac{\partial}{\partial y}\left(HD_y\frac{\partial p}{\partial y}\right)$$

则浅海污染物对流 - 扩散的二维方程为

$$\frac{\partial(Hp)}{\partial t} + \frac{\partial(Hup)}{\partial x} + \frac{\partial(Hvp)}{\partial y} - HS$$

$$= \frac{\partial}{\partial x}\left[K_x \frac{\partial(Hp)}{\partial x}\right] + \frac{\partial}{\partial y}\left[K_y \frac{\partial(Hp)}{\partial y}\right] + \frac{\partial}{\partial x}\left[HD_x \frac{\partial p}{\partial x}\right] + \frac{\partial}{\partial y}\left[HD_y \frac{\partial p}{\partial y}\right]$$

上式右端前两项为扩散项,后两项为分散项。湍扩散是由小尺度的湍流速度的脉动力引起的一种混合,其强度用 K_x、K_y(扩散系数,Diffusion coefficient)表征;而分散是由于在所讨论的水层内,速度和污染物浓度的垂向分布不均匀,导致垂向切变,经空间平均后出现偏离,引起在二维浓度场的水平散布,其强度用 D_x、D_y(分散系数, Dispersion coefficient)来表征。

Elder 导出了扩散系数和分散系数的经验公式:

横向扩散系数

$$K = 0.23Hg^{\frac{1}{2}}c^{-1}\bar{u}$$

纵向分散系数

$$D = 5.93Hg^{\frac{1}{2}}c^{-1}\bar{u}$$

可见,扩散系数较分散系数小一个数量级,即沿流动方向由剪流引起的分散占支配地位,多数情况下横向扩散可以忽略,但是,纵向分散的质量输运又比平流质量输运小得多,这可以从单位宽度上二者的质量通量之比 R 做出估计:

$$R = \frac{HD_x \frac{\partial p}{\partial x}}{HUP} = \frac{D_x}{U}\frac{\partial}{\partial x}(LnP)$$

除存在较大浓度梯度的污染源局部水域外,分散输运显然远小于平流输运,如在渤海潮流污染扩散的研究中,计算出的 R 介于 $10^{-3} \sim 10^{-4}$(窦振兴等,1982)。

对于二维模型,分散系数一般采用下面的形式:

$$(D_x, D_y) = 5.93Hg^{\frac{1}{2}}c^{-1}(u, v) \qquad (u, v \text{ 为平均流速})$$

因此,对于浅海污染物对流—扩散的二维方程,通常可保留分散项而略去扩散项,或将扩散效应并入分散效应,称之为广义扩散。这样经过垂向空间平均的浓度输运方程为

$$\frac{\partial(Hp)}{\partial t} + \frac{\partial(Hup)}{\partial x} + \frac{\partial(Hvp)}{\partial y} - HS = \frac{\partial}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x}\left[HD_x \frac{\partial p}{\partial x}\right] + \frac{\partial}{\partial y}\left[HD_y \frac{\partial p}{\partial y}\right] \qquad ⑨$$

其边界条件为,在闭边界上

$$\frac{\partial p}{\partial n} = 0$$

在开边界上

$$
\begin{cases}
p(x,y,t) = p_0(x,y) & \text{（流入时）} \\
\dfrac{\partial p}{\partial n} + \vec{V}\,\vec{n}\,\dfrac{\partial p}{\partial n} = 0 & \text{（流出时）}
\end{cases}
$$

初始条件可根据具体情况设定。

三、Euler 余流和 Lagrange 余流

在有潮海湾和近岸浅水海域，环流是由潮流、风海流、河川径流及它们之间的相互作用产生的结果。其中非周期部分，即经过一定的潮周期后海水的净运动，即为余环流（余流），尽管其量阶远小于潮流速度，但在海洋污染研究中，起关键作用的长周期输运现象，却主要取决于余流和海水混合。

（一）Euler 余流速度

Euler 余流速度是指空间某固定点，流速在一个潮周期内的时间平均值。

$$\vec{U}_E(\vec{x},t) = (U_E, V_E)$$

表示 Euler 水平流速，$\vec{x} = (x, y, z)$为坐标系中某固定点的坐标，Euler 垂直平均流速为

$$
\begin{aligned}
\bar{U}_E(x,y,t) &= [u(x,y,t), v(x,y,t)] \\
&= \frac{1}{h+\zeta}\int_{-h}^{\zeta} \vec{U}_E(\vec{x},t)\,\mathrm{d}z
\end{aligned}
$$

上式平均流速可分解为周期性的流速分量（下标 t）和剩余分量（下标 r）之和，即

$$(u, v) = (u_t, v_t) + (u_r, v_r)$$

引入（T 为潮周期）

$$\langle\quad\rangle = \frac{1}{T}\int_{t_0}^{t_0+T}(\quad)\mathrm{d}t$$

对周期性流速分量做潮周期平均，显然，$\langle u_t, v_t \rangle = 0$，因此，Euler 余流速度为

$$\langle (u,v) \rangle = \langle (u_r, v_r) \rangle + \langle (u_t + u_t) \rangle = \langle (u_r, v_r) \rangle$$

（二）Lagrange 余流速度

在河口、海湾和陆架海域，潮运动使物质输运过程变得复杂，以往常常把海上连续测得的一昼夜流速进行平均求得的余流当作常流，用来分析污染物的输运，事实上这样的余流并不完全反应物质的输运，因为余流中除去风生

流、密度流等所谓常流部分以外，还包括了潮致 Euler 余流和潮致 Lagrange 余流，而只有潮致 Lagrange 余流才真实地反映潮运动引起的物质输运。

Lagrange 余流速度是海水质点或污染物微团经历一个潮周期后产生的净位移和潮周期的比值，它反映了海水质点或污染物经潮周期平均的实际运移方向和速率，Lagrange 余流速度由下式定义：

$$\vec{V}_L = \frac{\Delta\vec{x}}{T} = \frac{\vec{x}(\vec{x}_0, t_0 + T) - \vec{x}(\vec{x}_0, t_0)}{T} = \frac{1}{T}\int_{t_0}^{t_0+T}\vec{v}_L(\vec{x}_0, t)\mathrm{d}t \qquad ⑪$$

式中，$\vec{V}$ 为潮致 Lagrange 余流速度；

$\vec{v}_L$ 为标识微团的 Lagrange 运动速度；

$\vec{x}(\vec{x}_0, t_0)$ 为标识微团的初始位置；

$\vec{x}(\vec{x}_0, t_0+T)$ 为标识微团经过一个潮周期运动后的位置；

T 为潮周期。

Lagrange 余流不仅是地点的函数，而且是潮位相的函数，不同的起算时刻余流的速度和方向都不同。海水微团的 Lagrange 余流速度既反映了有潮海域中海水实际输运的方向和速率，也反映了随同海水一起运动的溶解态或悬浮态污染物的输运方向和速率。利用 Lagrange 余流模型可以跟踪污染物长期输运的轨迹和去向，并可以按计算网格求出 Lagrange 余流场，通过对 Lagrange余流场的分析，可区分Lagrange余流速度较大的水交换活跃区和 Lagrange余流速度较小的交换滞留区。

四、Lagrange 余流模型

（一）二维 Lagrange 余流模型

在二维潮流场中，所谓海水微团实际上代表了一个自海面至海底的水柱元，当然也可以像二维流速一样把这样水柱元的运动看作海水微团的铅直方向平均运动，计算海水微团的 Lagrange 余流，首先要对海水微团进行编号，用下标 i 表示，初始位置为 x_0 的标识微团 i 以 Lagrange 速度 $V_{Li}(x_0,\ t_0)$ 运动，在运动过程上不断改变位置，当经过 t 时刻，标识微团到达 $\vec{X} = \vec{X}(x_0, t)$ 点，此时标识微团在 X 点上的 Lagrange 速度为 $V_{Li}(x_0,\ t)$。这两个时刻的 Lagrange 速度都可以用对应的 Euler 速度来代替。因此，t_0 时刻和 t 时刻的

标识微团运动速度与计算的 Euler 流场有如下对应关系：

$$t = t_0 \text{时}, \quad \vec{V}_{Li}(\vec{x}_0, t) = \vec{v}(\vec{x}_0, t_0)$$

$$t = t \text{时}, \quad \vec{V}_{Li}(\vec{x}, t_0) = \vec{v}(\vec{x}, t_0)$$

式中，$\vec{v}$为求得的欧拉流速，只要 $\vec{x}$和 t 确定，$\vec{v}$的值即可由网格点上的值内插求出。

Lagrange 余流计算的关键是求取式⑩的积分，其中一个时间步长的积分为

$$\Delta\vec{x}_n = \int_{t_0+n\Delta t}^{t_0+(n+1)\Delta t} \vec{V}_{Li}(\vec{x}_0, t)\,\mathrm{d}t$$

$$\cong \frac{\Delta t}{2}\{\vec{V}_{Li}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t) + \vec{V}_{Li}[\vec{x}_0, t_0 + (n+1)\Delta t]\}$$

$$= \frac{\Delta t}{2}\{\vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t) + [\vec{v}(\vec{x}, t_0 + (n+1)\Delta t)]\} \qquad ⑪$$

上述式中只有 $\vec{v}(\vec{x}, t_0 + (n+1)\Delta t)$为未知量，因为 X 点是本计算式欲求的未知量，故无法直接求出。为此提出了各种近似方法逼近这个值，逼近程度比较好的有两类方法，即时间逼近法和空间逼近法。

1. 时间逼近法

由于 $t = t_0 + (n+1)\Delta t$ 时无法知道海水微团的位置 $\vec{X}$，所以，也就无法找出 $\vec{V}[\vec{x}, t_0 + (n+1)\Delta t]$，为此利用 $t = t_0 + n\Delta t$ 时刻流体微团位置处 $\vec{X}_0$ 的流速 $\vec{v}(x_0, t_0 + n\Delta t)$附加时间变化的改正量做一级近似，于是有

$$\vec{v}(\vec{x}, t_0 + (n+1)\Delta t) \cong \vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t) + \frac{\mathrm{d}\vec{v}}{\mathrm{d}t}\Delta t \qquad ⑫$$

因为

$$\frac{\mathrm{d}\vec{v}}{\mathrm{d}t}\Delta t = \left(\frac{\partial\vec{v}}{\partial t} + \vec{v}\cdot V_H\vec{v}\right)\Delta t$$

$$= \vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + (n+1)\Delta t) - \vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t)$$

$$+ [\vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t)\cdot V_H\vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t)]\Delta t \qquad ⑬$$

把式⑫、⑬代入式⑪，得到一个时间步长的位移量为

$$\Delta\vec{X}_n = \frac{\Delta t}{2}[\vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + (n+1)\Delta t) + \vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t)]$$

$$+ \frac{\Delta t^2}{2}[\vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t)\cdot V_H\vec{v}(\vec{x}_0, t_0 + n\Delta t)] \qquad ⑭$$

其中$\overline{V}_H=\left(\frac{\partial}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial y}\right)$，上式中两个流速值都是位于已知点$\vec{X}_0$处$t_0+n\Delta t$和$t_0+(n+1)\Delta t$两个时刻的流速值，可以从两个时间层中求出。

2. 空间逼近法

在$t=t_0+(n+1)\Delta t$时，Lagrange流速可以用$t=t_0+(n+1)\Delta t$时间层上在x_0处的泰勒展开进行逼近。略去高次项得

$$\begin{aligned}\vec{v}(\vec{x},t_0+(n+1)\Delta t)\cong&\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+(n+1)\Delta t)\\&+\Delta\vec{x}\ V_H\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+(n+1)\Delta t)\end{aligned} \tag{15}$$

再引入$\Delta\vec{x}$的近似式

$$\Delta\vec{x}=\frac{\Delta t}{2}[\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+n\Delta t)+\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+(n+1)\Delta t)] \tag{16}$$

将式⑮、⑯代入⑪式，得到一个时间步长位移量的计算公式为

$$\begin{aligned}\Delta\vec{x}_n=&\frac{\Delta t}{2}[\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+n\Delta t)+\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+(n+1)\Delta t)]\\&+\frac{\Delta t^2}{4}\{[\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+n\Delta t)+\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+(n+1)\Delta t)]\\&\cdot V_H\vec{v}(\vec{x}_0,t_0+(n+1)\Delta t)\}\end{aligned} \tag{17}$$

上式右端也只有$\vec{x}_0$处两个时间层的流速值，与时间逼近法基本上是一致的。

(二) 三维 Lagrange 余流模型

这里介绍的余流，只是考虑潮波在浅海由于非线性效应而产生的余流，或称潮致余流。而且按边值方法，这种余流只按某一分潮非线性效应而生，如M_2分潮引起的效应。按 Lagrange 余流定义：

$$\vec{V}_{Li}=\frac{1}{T}\int_{t_0}^{t_0+T}\vec{v}[\vec{x}(\vec{x}_0,t),t]dt$$

式中，$\vec{v}$为含非线性效应标识海水微团的潮流速度；

T为某分潮周期，$\vec{x}$和t分别表示标识微团的位置和潮时，

$\vec{x}_0$，t_0表示初始位置和位相。

按照 Longuet－Higgins 得出的结果：

$$\vec{v}_{Lr}=\vec{v}_{Er}+\vec{v}_{Sd} \tag{18}$$

式中，$\vec{v}_{Lr}$为拉格朗日余流速度；

$\vec{v}_{Er}$为欧拉余流速度；

$\vec{v}_{Sd}$为斯托克斯漂移速度，定义为

$$\vec{v}_{Sd} = \frac{1}{T}\int_{t_0}^{t_0+T}\int_{t_0}^{t}\vec{v}_0(x_0,t)\mathrm{d}t(\cdot\nabla\vec{v}_0)\mathrm{d}t$$

又

$$\vec{v}_{Sd} = \begin{bmatrix} u_{Sd} \\ v_{Sd} \\ w_{Sd} \end{bmatrix} = \frac{1}{2\sigma}I_m\left[\left(u_0\frac{\partial}{\partial x} + v_0\frac{\partial}{\partial y} + w_0\frac{\partial}{\partial z}\right)\begin{bmatrix} u_0 \\ v_0 \\ w_0 \end{bmatrix}\right] \tag{19}$$

其中，$(\bar{u}_0,\bar{v}_0,\bar{w}_0)$为相应分潮的复型潮流流速；

"*"表示该分量共轭量；

I_m 表示只取虚部；

σ 为相应分潮的圆频率。

由于式⑱中各流速都是 Euler 场量，由弱非线性小参数潮波边值问题可知，式⑱可视作为潮波的一阶效应，实际上还存在更高阶的效应，如二阶效应，即所谓 Lagrange 漂移速度 v_{Ld}。因此，根据冯士筰等人(1988)的结果，应改写为

$$\vec{v}_{Lr} = \vec{v}_{Er} + \vec{v}_{Sd} + \vec{v}_{Ld} = \vec{v}_{Lm} + \vec{v}_{Ld} \tag{20}$$

其中，$\vec{v}_{Ld}$为与时间有关的周期函数，即

$$\vec{v}_{Ld} = \vec{v}'_{Ld}\cos(\sigma t) + \vec{v}''_{Ld}\sin(\sigma t)$$

而

$$\begin{aligned} u_{Ld} &= u'_{Ld} + iu''_{Ld} \\ &= \frac{i}{\sigma}\left\{u_0\frac{\partial u_{Lm}}{\partial x} + v_0\frac{\partial u_{Lm}}{\partial y} + \bar{w}_0\frac{\partial u_{Lm}}{\partial z}\right. \\ &\quad \left. - u_{Lm}\frac{\partial\bar{u}_0}{\partial x} - v_{Lm}\frac{\partial\bar{u}_0}{\partial y} \quad w_{Lm}\frac{\partial\bar{u}_0}{\partial z}\right\} \\ v_{Ld} &= v'_{Ld} + iv''_{Ld} \\ &= \frac{i}{\sigma}\left\{\bar{u}_0\frac{\partial v_{Lm}}{\partial x} + \bar{v}_0\frac{\partial v_{Lm}}{\partial y} + \bar{w}_0\frac{\partial v_{Lm}}{\partial z}\right. \\ &\quad \left. - u_{Lm}\frac{\partial\bar{v}_0}{\partial x} - v_{Lm}\frac{\partial\bar{v}_0}{\partial y} - w_{Lm}\frac{\partial\bar{v}_0}{\partial z}\right\} \\ w_{Ld} &= w'_{Ld} + iw''_{Ld} \end{aligned}$$

$$= \frac{i}{\sigma}\left\{\bar{u}_0 \frac{\partial w_{Lm}}{\partial x} + \bar{v}_0 \frac{\partial w_{Lm}}{\partial y} + \bar{w}_0 \frac{\partial w_{Lm}}{\partial z} - u_{Lm}\frac{\partial \bar{w}_0}{\partial x} - v_{Lm}\frac{\partial \bar{w}_0}{\partial y} - w_{Lm}\frac{\partial \bar{w}_0}{\partial z}\right\}$$

$$\vec{v'}_{Ld} = u'_{Ld}\vec{i} + v'_{Ld}\vec{j} + w'_{Ld}\vec{k}$$

$$\vec{v''}_{Ld} = u''_{Ld}\vec{i} + v''_{Ld}\vec{j} + w''_{Ld}\vec{k}$$

其中，σ 为零阶分潮圆频率；

(u_{Lm}，v_{Lm}，w_{Lm})为一阶拉格朗日余流；

$\vec{v}_{Lm} = \vec{v}_{Er} + \vec{v}_{Sd}$可称为一阶拉格朗日余流。

式㉒表示的 Lagrange 漂移，是一周期内在一水平面上描绘出的一个椭圆(图 5－1)，欲求得 Lagrange 余流，除首先要求得分潮流外，尚需求出 Euler 余流速度。

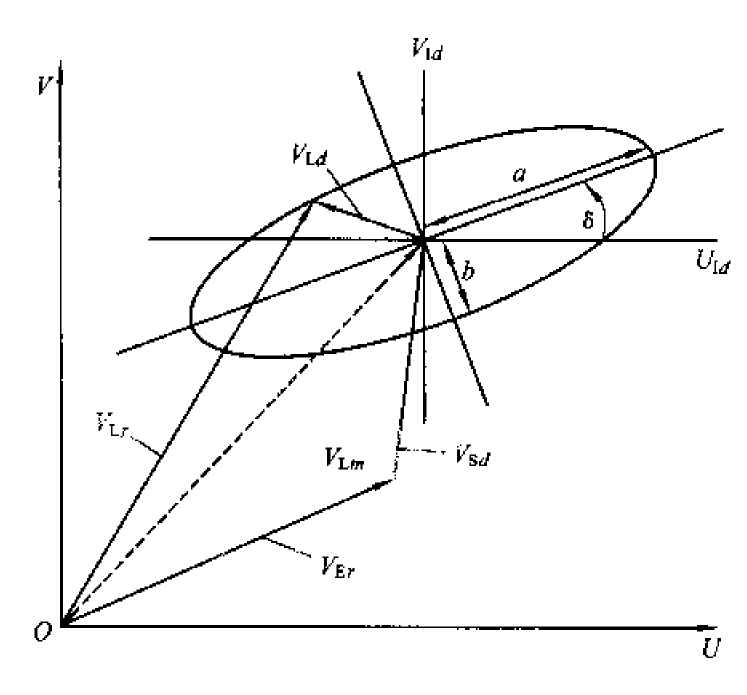


图 5－1　Euler 余流、Stokes 漂、Lagrange 漂和 Lagrange 余流之间的关系图

第三节　海湾物理自净能力

对于比较封闭的海湾，诸多动力因子，如潮流、余流、风暴流和海浪，对湾内水动力交换起作用，其中潮汐是制约湾内海水运动和污染物迁移扩散的主要动力因素。海水在潮汐的作用下通过湾口往复运动，使湾内水与外海水得到交换。涨潮时，流入的外海水在水动力作用下与湾内原有海水混合，使湾内

海水中污染物浓度降低，当潮位最高时浓度最低；退潮时，则潮位最低时污染物浓度最高。潮位与污染物浓度呈反相关，而且退潮时伴随海水的流出，湾内一定数量的污染物被搬运到湾外。所以，通过计算海湾内海水交换率，初步估算潮汐对污染物的搬运能力并进一步确定污染物输送与海水运动之间的定量关系，是研究沿岸海域物理自净能力的重要研究内容之一。

王寿景(1990)根据厦门港湾海洋环境综合调查资料，选用盐度作为指标物质，分析了厦门西港海水交换状况，计算了由潮流和余流引起的海水半交换期；匡国瑞(1986，1987)讨论了海水交换率的计算方法，并以盐度为指标物质采用 Parker 法对乳山东湾的海水交换率进行了计算；吴俊(1983)对 Parker 法和柏井法进行了分析，认为它们的结果都只不过证明通过湾口断面的潮差移动量与涨落潮浓度差之积等于湾内污染物输出量即平流交换迁移率，并以 COD 为指标物质计算了大连湾水域的海水交换率。

一、海水交换率及其计算方法

海水交换率是指主要由潮汐、潮流的作用而引起湾内水与外海水量的交换，对其计算方法的研究，国内外已有不少论述，目前发展起来的计算方法主要有以下几种。

(一) 定义一

以湾口为界的湾内外海水，在一个潮周期内交换的水量 q_{EX} 在通过湾口断面一侧的全部海水通量 Q_F 中所占的比例，称为海水潮交换率(张永良等，1990)，即

$$\alpha_R = q_{EX}/Q_F$$

涨潮期流入量 Q_F 有时用落潮期流出的水量 Q_E 代替。设湾内水某物质的平均浓度为 C，外海水的浓度为 C_0，在湾口断面涨、落潮时的平均浓度分别为 C_F 和 C_E，则潮交换率为

$$\alpha_R = \frac{C_F - C_E}{C_0 - C}$$

求取海水交换率通常采用保守物质，其中最常采用的是盐度。在湾口断面进行一个潮周期(连续 25 h)的潮流和盐度的连续观测，可以求得涨、落潮期间湾口断面的盐度平均值 C_F 和 C_E；C 和 C_0 的确定存在任意性，一般从整个浓度场分布中选取合理的代表值。

(二) 定义二

Parker 等(1972)将潮交换率定义为涨潮过程中向湾内流入的海水量 Q_F

中，含初次进入湾内的外海水水量 q_S的比率。

$$\alpha_P = q_S/Q_F$$

涨潮的流入量 Q_F由两部分水组成，即初次进入湾内的外海水水量 q_S和落潮时流出涨潮时又返回湾内的水量 q_E(即 $Q_F = q_S + q_E$)。q_S具有外海水浓度 C_S，q_E具有落潮期的平均浓度 C_E 和涨潮期的平均浓度 C_F，根据质量守恒原理，潮交换率为

$$\alpha_P = \frac{C_F - C_E}{C_S - C_E}$$

由于通常用盐度值作为指标浓度来求取潮交换率，故 $C_S \approx C_0 > C_E > C$，所以，$\alpha_P$ 的值一般情况下略大于 α_R。

(三) 定义三

柏井氏(1984)将 Parker 的海水交换率进行扩展，提出外海水与湾内直接交换，设

γ_E 为涨潮时流入的水量中初次流入的外海水所占的比例；

γ_F 为落潮时流入的水量中初次流出的湾内水所占的比例；

Q_F 为涨潮期流入的水量；

C_F 为流入水的平均浓度；

Q_E 为落潮期流出海湾的水量；

C_E 为流出水的平均浓度；

C_0 为外海水的平均浓度；

C 为湾内水的平均浓度。

根据质量守恒原理，涨潮时流入湾内的污染物的量为 $Q_F C_F$，其中包括初次流入的外海水所携带的量 $Q_F \gamma_E C_0$ 与落潮时流的水又原封不动地返回湾内的量$(1-\gamma_E)Q_F C_E$。对流出过程做相似分析，于是可得

$$C_F = (1 - \gamma_E)C_E + \gamma_E C_0$$

$$C_E = (1 - \gamma)C_F + \gamma_F C$$

整理后求得涨潮海水交换率(γ_E)和落潮海水交换率(γ_F)分别为

$$\gamma_E = \frac{C_F - C_E}{C_0 - C_E}$$

$$\gamma_F = \frac{C_F - C_E}{C_F - C}$$

(四) 定义四

中村武弘等(1980)根据 Parker 和柏井氏的提法,提出湾内水对外海水的交换率(和外海水对湾内水的交换率 β),其计算式为

$$\gamma = \frac{\gamma_F\left[1 - \frac{1}{\alpha}(1 - \gamma_E)\right]}{\gamma_E + \gamma_F - \gamma_E \cdot \gamma_F}, \beta = \frac{\gamma_E\left[1 - \frac{1}{\alpha}(1 - \gamma_F)\right]}{\gamma_E + \gamma_F - \gamma_E \cdot \gamma_F}$$

其中 $\alpha = Q_F/Q_E$。

(五) 海湾内污染物自净能力的计算

根据定义三和定义四计算出的海湾海水交换率,结合湾内污染物的浓度方程(下式),可以算出湾内污染物的平均浓度。

$$V\frac{dC}{dt} = \beta Q_F C_0 - \gamma Q_E C + D$$

式中, V 为海湾平均潮位时水体体积;

D 为一个潮周期内湾内污染物质总负荷量。

上述方程只在海湾的水交换量远小于海湾体积时,即 $\beta Q_F/V \ll 1$ 时成立。

求解上式可得

$$C = \left\{C' - \frac{1}{\gamma Q_E}(\beta Q_F C_0 + D)\right\} \cdot \exp\left(-\frac{\gamma Q_F}{V}F\right) + \frac{1}{\gamma Q_E}(\beta Q_F C_0 + D)$$

式中, C' 为指标物质的初始浓度。

当污染负荷和海湾水交换取得平衡并达到稳定状态时,湾内水的浓度不再变化,则有

$$\beta Q_F C_0 - \gamma Q_E C + D = 0$$

所以,

$$C = (\beta Q_F C_0 + D)/\gamma Q_E$$

设规定的海湾水质标准浓度为 C_B,其对应的环境负荷为

$$D_B = \gamma Q_E C_B - \beta Q_F C_0$$

如果当前海湾中保守污染物的平均浓度为 C,其对应的污染负荷是为 D,此时 D 为

$$D = \gamma Q_E C - \beta Q_{FC_0}$$

由此可以计算出,海湾中污染物的物理自净能力(即尚可利用的环境容量)为

$$D_P=\begin{cases}D_B-D=\gamma Q_E(C_B-C)\\ \text{当 } C<C_B(\text{当前海湾平均浓度低于规定标准浓度})\\ D-D_B=\gamma Q_E(C-C_B)\\ \text{当 } C>C_B(\text{当前海湾平均浓度超过规定标准浓度})\end{cases}$$

（六）箱式模式

对于一个水域比较开阔或者形态比较复杂、海洋要素的分布很不均匀的海湾，用上述方法估算海水交换率已不能满足需要。在这种情况下，根据海域的形态和海洋要素的分布情况，在水平或铅直方向划分为若干个区(箱)，只要对每一个箱给出上述方法中要求的各个参数，则同样可以用上述方法预测海湾内污染物的浓度和估算环境容量(木村晴保，1984)。箱式模式以物质守恒为基础，以水量和物质量的连续方程为基本条件，对每一个箱可建立如下浓度变化方程：

$$\overline{V}_i=\frac{\partial C_i}{\partial t}=\sum_{j=1}^{K_i}(\beta_{ji}Q_{ji}C_j-\gamma_{ij}Q_{ij}C_i)+D_i$$

式中，K_i 为 i 箱所邻的箱的个数；

下标 ij 或者 ji 表示箱与箱之间的关系，如 Q_{ij} 表示 i 箱流到 j 箱的流量、Q_{ji} 表示 j 箱流到 i 箱的流量。

以某个箱为主体建立的物质平衡方方程在不同箱间下列关系必然成立，即

$$\gamma_{ij}=\beta_{ij},\quad \beta_{ji}=\gamma_{ji}$$

以 α_{ij} 代替 γ_{ij} 和 β_{ij}，则上式变为

$$V_i=\frac{\partial C_i}{\partial t}=\sum_{j=1}^{K_i}(\alpha_{ji}Q_{ji}C_j-\alpha_{ij}Q_{ij}C_i)+D_i$$

$$\frac{dN}{dt}=Q_TC_0-Q_T\cdot\frac{N}{V}$$

上式是对于 i 箱建立的平均浓度 C_i 变化方程，如果一个海湾划分为 n 个箱，则可建立 n 个这样的方程，构成联立方程组，从而可求解 n 个箱的平均浓度 C_i。

二、海湾海水交换期的计算

Knanss(1983)假定流入湾内的水完全混合，流入湾内的外海水流量为 Q_T，湾内新物质体积增长率为 Q_TC_0，在任意时刻 T 上，体积为 V 的湾内有

N 单位新物质，则流出去新物质的速率为$(N/V)Q_T$，湾内新物质的变化率为

$$\ln(C_0 - \frac{N}{V}) - \ln C_0 = -\frac{Q_T}{V}T$$

$$N = C_0 V(1 - e^{-Q_T t/V})$$

积分之则得

$$\int_0^N \frac{dN}{C_0 - \frac{N}{V}} = \int_0^T Q_T dt$$

当 $T = V/Q_r$ 时，$N = C_0V(1-1/e)$，称 T 为滞留时间，它是除 1/e(37%)的原始物质外，其余全部原始物质被新物质置换所需时间，有时也称 T 为海水平均更新时间。王寿景(1990)根据该方法计算了厦门港的海水平均更新时间为 13.3d。

产生海水交换的主要原因是潮流和余流，其次是由于海水的涡动扩散、波浪的搅拌混合等原因所引起的海水交换和混合。注入的海水不一定全是新水体，流出去的海水也不一定全是旧水体，因此，引入了半交换期的概念，即海水交换一半所需的时间。当 $e^{-Q_r t_{0.5}/V} = 1/2$ 时，即可得出有一半原始物质被新物质置换所需时间，此时 $T_{1/2}$即所谓的半交换期。已建立的计算半交换期的方法主要有以下几种。

设海水流入量与流出量相平衡，λ 为一天海水交换率，则海水交换公式为

$$Q_t = Q_0(1-\lambda)^t$$

当海水交换一半时，

$$\frac{Q_0}{2} = Q_0 \cdot (1-\lambda)^{t_{1/2}}$$

$$t_{1/2} = \frac{\log(1/2)}{\log(1-\lambda)}$$

一般情况下，在 Δt 时间间隔内，交换的水量 ΔQ 与时间 Δt 及剩余水量 Q 成正比，即 $\Delta Q = -\lambda Q \Delta t$。取微分形式，则

$$dQ/dt = -\lambda Q \qquad \text{积分得 } Q = Q_0 e^{-\lambda t}$$

当 $Q = 0.5Q_0$ 时，得半交换期为

$$t_{1/2} = 0.693/\lambda$$

设海水交换率 λ 和总水量都为常数，则海水交换公式为

$$Q_t = Q_0(1 - t\lambda)$$

当海水交换一半时，

$$t_{1/2} = 1/(2\lambda)$$

曾刚(1984)采用上述三种方法分别对厦门港的水交换进行了计算,结果分别为4.3 d、4.7 d和3.4 d,计算结果基本相近,表明能反映厦门港的水交换状况。

第四节 海洋污染预测研究

对于近海污染预测技术,"八五"期间,我国将其列为"国家科技攻关项目",由青岛海洋大学、国家海洋环境监测中心和国家海洋局第三海洋研究所承担,对其开展了专题研究,研究内容主要包括有机污染预测技术、溢油污染预测技术和热污染预测技术。对于有机污染的预测,可采用前文所述的各种数值方法,建立待预测海域的潮流场和浓度场模式,重现研究海域的流体运动和污染物的分布,阐明污染物在海湾或沿岸水域内的运移规律及污染物浓度的时空变化,也可用于预测城市排污口位置变化、污染物不同排放量和排放方式对纳污水域水质的影响,进而计算纳污海域依靠其物理自净能力,在保证海水水质满足功能区水质标准的前提下可承受的污染物最大负荷。

对于油污染的预测研究已有近30年的历史,但因其本身特殊的理化性质及在海洋环境中的复杂行为,只是在近期才较成功地实现了油污染扩散轨迹的预测。对热污染的预测研究,早在1984年联合国海洋污染专家组就编写了"海洋环境中的温排水"并对世界各国科学家前十几年的研究成果进行了总结(GESAMP, 1984),近年来随着海洋环境流体动力学二维模型的日渐完善和三维模型的逐步发展,使近海区温排水污染预测成为可能。下面分别介绍油污染和热污染的预测技术。

一、油污染预测

(一) 溢油在海洋中的行为

溢油在海洋环境中的行为主要包括三个方面。一是,因原油比水轻,大部分原油漂浮在水面上,其中轻组分部分又易挥发,通过这种途径消失的原油可占总溢油量的50%。二是,部分原油漂浮在海面上,在重力、惯性力、表面张力和粘滞力等作用下,很快向四周扩展,并在风和表面海流的作用向远处漂移。三是,部分原油以乳化态形式进入海水中,随流扩散,其中密度较大部分沉降到海底。

(二) 溢油预测模型

1. 三维潮流场模型

浅海三维潮流场控制方程及其求解方法,前文已有论述,在溢油污染预测



研究中，主要用于研究海面漂油在潮流和湍流作用下进行的水平输移和扩展运动及入水油在湍流扩散作用下进行的垂直方向运动。

2. 风场模型

风对溢油的漂移和油的性质改变起了极大的作用，而且风也是影响油膜扩展、乳化和波浪的动力，所以，风场模型在溢油预测模型中占重要地位。

海面风场的计算方法主要包括经验统计方法和数值模拟方法。经验统计方法主要利用海上实测风资料或海域多年海上风资料，建立经验预报公式，如马尔科夫链方法；风场数值预报目前尚处于发展阶段，这里介绍一个由 C. F. Mass 等人提出，同时考虑地形动力和海陆热力差异影响并主要用于计算瞬时海面风场的一个模型，该模型在渤海中应用取得了较满意效果，其特点是初始场形成容易，计算量小，适合于溢油预报。模式由水平运动方程和热力学方程组成：

$$\frac{\partial \vec{V}_S}{\partial t} = -\vec{V}_S \cdot \nabla_\sigma \vec{V}_S - f\vec{K} \times \vec{V}_S$$

$$-(g\nabla_\sigma Z_S + RT\sigma \ln P_S) + \vec{F} + K_M \nabla_\sigma^2 \vec{V}_S$$

$$\frac{\partial T_S}{\partial t} = -\vec{V}_S \cdot \nabla_\sigma T_S + \frac{RT_S}{C_P}\left(\frac{\partial \ln P_S}{\partial t} + \vec{V}_S \cdot \nabla_\sigma \ln P_S\right)$$

$$+\frac{1}{C_P} + K_T \nabla_\sigma^2 T$$

式中，$\vec{V}_S$，T_S 和 P_S 分别表示海面常规观测高度上风矢，温度，气压；

f 为科氏参数；

g 为重力加速度；

R 为气体常数；

$\vec{F}$ 为摩擦力；

K_M 为水平动量交换系数；

K_T 为温度扩散系数。

3. 风化过程模型

风化过程主要是海面上油膜的蒸发过程，Rasmassen(1985)提出了轻组分油蒸发的计算公式：

$$E_i = K_{ei} \cdot \frac{P_i - P_{i,\infty}}{RT} C_i$$

式中，K_{ei} 为蒸发传递系数(cm/s)；

E_i 为 i 号碳组分油蒸发量；

P_i 为油的蒸气压；

$P_{i,\infty}$ 为油在大气中的分压；

C_i 为 i 号碳组分油在水面的浓度。

4. 乳化模型

波浪和剪流是引起油乳化的主要原因，乳化油滴的上浮或沉降则取决于乳化油滴的密度。Mackey 等(1981)提出了乳化油滴上浮速度公式：

$$V_r = -V_t = \frac{Kgd^2(\rho_w - \rho_p)}{18\ \mu_w}$$

其中，

$$K = \frac{1 + \mu_p/\mu_w}{2/3 + \mu_p/\mu_w}$$

式中，V_r 为油滴上浮速度(cm/s)；

V_t 为油滴沉降速度(cm/s)；

d 为油滴直径(cm)；

ρ_P、ρ_w 为油与水的密度(g/cm^3)；

μ_p、μ_w 为油与水的粘度[g/(cm·s)]；

g 为重力加速度。

乳化油滴在浮游过程中会不断吸收水分，从而使其粘度和密度增大，Mackey 等(1979)提出了乳化油滴含水率 W 随时间 t 变化的公式：

$$(1 - K_2W)\exp\left(\frac{2.5W}{1 - K_1W}\right) = \exp(-K_3t)$$

式中，K_1 为比例系数；

K_2 为控制维持乳化表的参数；

K_3 为吸收水分的速度(1/min)。

油的粘度变化受乳化和挥发综合效应的影响，其粘度变化计算公式为

$$\mu = \mu_0 + 10^{4Fv} \cdot \exp\left(\frac{2.5W}{1 - K_1W}\right)$$

式中，F_v 为油的挥发率；

W 为油的含水率；

K_1 为同前。

油的密度同样受乳化和挥发的双重影响，其计算公式为

$$\rho_e = (1 - W) \cdot [(0.6\rho_0 - 0.34) \times F_v + \rho_0] + W\rho_w$$

式中，ρ_e 为乳化后油的密度；

ρ_0 为油初始密度；

W 为含水率；

F_v 为油的挥发率。

5. 海上溢油预测模型

海上溢油预测模型通常把油膜看作是由大量体积很小的油粒子(或油质点)组成，海面油粒子的水平漂移扩散看作是油粒子在流和风作用下进行的平流输移运动和在湍流作用进行的 Lagrange 运动；油在水面的蒸发、乳化和消散等风化过程看作是油粒子的质量损失；入水的乳化油或溶解态油被看成是由大量质点组成的油滴在水中进行的三维运动，垂直方向的运动是在浮力和湍流扩散作用下进行的。因此，溢油预测模型主要包括：三维潮流场预测模型、风场预测模型、油的风化过程模型、海面漂油及水中浮油预测模型。

溢油在每一瞬时的三维空间位置是各种运动过程(包括平流、波流、湍流扩散和浮力作用)综合作用的结果，其中平流速度和位移可通过三维流体动力学模型计算得到；波流流速可采用 Stokes 漂流模式计算；而湍流扩散的计算相对复杂。因湍流扩散的随机性，目前通常采用随机走动技术(Monte Carlo Method)模拟湍流扩散，其基本原理是：在求解扩散问题时，利用扩散现象的随机性，通过给定湍流强度，时间尺度和粒子数，在给予随机数的同时，求得粒子的扩散。随机数的产生，可以采用均匀随机数或正规随机数方法，油粒子的输移距离计算公式为

$$\begin{cases} x(t_i) = u'(t_i) \cdot \Delta t \\ y(t_i) = v'(t_i) \cdot \Delta t \\ z(t_i) = w'(t_i) \cdot \Delta t \end{cases}$$

其中，油粒子在水平方向的输移速度 $u'(t_i)$、$v'(t_i)$包含了平流的输移、风导表面流的输移及湍动扩散。湍动扩散系数同三维流场相对应；垂直方向输移速度 $w'(t_i)$包含了油粒子的上浮、沉降速度、湍动扩散和垂直流的输移，垂直扩散系数采用 Johanson (1984)导出的公式：

$$K_v = 0.028 \frac{H_s^2}{T} \cdot e^{-2kz} + C$$

式中，K_v 为垂直湍动扩散系数；

H_s 为有效波高；

k 为波数；

T 为波周期；

z 为深度；

C 为常数。

二、热污染预测

沿海电力、冶金、化工等企业向海洋环境排放大量废热，对排放口海域的水质、生态产生影响，开展海洋环境热污染预测研究已成为世界各国关注的重要课题。

温排水引起的受纳水域温度的改变，不仅与其本身的物理性质、入海热源强度及取、排水口的位置有关，还受当地的水文、气象等多种因素的制约。控制温排水扩散与冷却过程的主要因子包括：污染近区周围冷海水卷入引起的稀释与混合；污染远区海水的对流扩散及湍流扩散；海面与大气的热交换。研究温排水在海域或沿海水域内的扩散规律及引起的海水温度分布变化，包括现场观测、物理模型实验与数值模拟计算等方法，近年来，由于计算机模拟技术的迅速发展，数值模拟方法已成为进行热污染预测研究的有效手段之一。

据美、日、法等国科学家对温排水预测的研究结果，岸边排放时温排水一般只影响表层 2～4 m。因此，通常采用三维数值模型进行温排水预测。

三维流体动力学方程组包括流体运动方程和连续方程、温升和盐度方程、次网格湍流能量密度方程及状态方程。

（一）流体运动方程和连续方程

$$\frac{\partial u}{\partial x}+\frac{\partial v}{\partial y}+\frac{\partial w}{\partial z}=0$$

$$\frac{\partial u}{\partial t}+u\frac{\partial u}{\partial x}+v\frac{\partial u}{\partial y}+w\frac{\partial u}{\partial z}-fv$$
$$=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial p}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial u}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial u}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(A_z\frac{\partial u}{\partial z}\right)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t}+u\frac{\partial v}{\partial x}+v\frac{\partial v}{\partial y}+w\frac{\partial v}{\partial z}+fu$$
$$=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial p}{\partial y}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial v}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial v}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(A_z\frac{\partial v}{\partial z}\right)$$

$$\frac{\partial w}{\partial t}+u\frac{\partial w}{\partial x}+v\frac{\partial w}{\partial y}+w\frac{\partial w}{\partial z}$$
$$=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial p}{\partial z}+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_x\frac{\partial w}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_y\frac{\partial w}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(A_z\frac{\partial w}{\partial z}\right)-g$$

$$\frac{\partial p}{\partial z}=-\rho g$$

（二）温升和盐度方程

$$\frac{\partial s}{\partial t}+\frac{\partial(us)}{\partial x}+\frac{\partial(vs)}{\partial y}+\frac{\partial(ws)}{\partial z}$$
$$=\frac{\partial}{\partial x}\left(D_s\frac{\partial s}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_y\frac{\partial s}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(E_m\frac{\partial s}{\partial z}\right)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t}+\frac{\partial(uT)}{\partial x}+\frac{\partial(T)}{vy}+\frac{\partial(wT)}{\partial z}$$
$$=\frac{\partial}{\partial x}\left(D_x\frac{\partial T}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_y\frac{\partial T}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(E_m\frac{\partial T}{\partial z}\right)+Q_0$$

（三）次网格湍流能量密度方程

$$\frac{\partial e}{\partial t}+\frac{\partial(ue)}{\partial x}+\frac{\partial(ve)}{vy}+\frac{\partial(we)}{\partial z}$$
$$=\frac{\partial}{\partial x}(D_x\frac{\partial e}{\partial x})+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_y\frac{\partial e}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(E_v\frac{\partial e}{\partial z}\right)-Q_e+S_e$$

（四）状态方程

$$\rho=f(s,T)$$

式中，t 为时间，x、y、z 为 xOy 面置于未扰动静止海面、z 轴铅直向上的直角坐标系坐标；

u、v 和 w 分别流速沿 x、y 和 z 轴方向的分量；

ρ 为海水密度；

s 为海水盐度；

T 为温升；

p 为海水压强；

e 为次网格湍流能量密度；

D_x、D_y 为热量、质量的水平交换系数；

E_m 为质量垂直交换系数；

E_v 为能量垂直交换系数；

S_e 为湍流能项；

D_e 为湍能耗散系数；

Q_0 为温度源项。

（五）三维湍流 κ－ε 方程

为解决湍粘性系数，引进湍能 κ 和耗散率 ε 来作为湍流的特征量，将它们的输运方程附加到三维模型上。根据湍粘性研究及因次分析得出的湍动能 κ

和耗散项 ε 的表达式为

$$\frac{\partial\kappa}{\partial t}+\frac{\partial(u\kappa)}{\partial x}+\frac{\partial(v\kappa)}{\partial y}+\frac{\partial(w\kappa)}{\partial z}$$

$$=\frac{\partial}{\partial x}\left(v_x\frac{\partial\kappa}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(v_y\frac{\partial\kappa}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left[\left(\frac{v_t}{\sigma_\kappa}+v\right)\frac{\partial\kappa}{\partial z}\right]+P_{v0}+G_w-\varepsilon$$

$$\frac{\partial\varepsilon}{\partial t}+\frac{\partial(u\varepsilon)}{\partial x}+\frac{\partial(v\varepsilon)}{\partial y}+\frac{\partial(w\varepsilon)}{\partial z}$$

$$=\frac{\partial}{\partial x}\left(v_x\frac{\partial\varepsilon}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(v_y\frac{\partial\varepsilon}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left[\left(\frac{v_t}{\sigma_\varepsilon}+v\right)\frac{\partial\varepsilon}{\partial z}\right]$$

$$+\frac{\kappa}{\varepsilon}(C_{1\varepsilon}P_{v0}-C_{2\varepsilon}\varepsilon+C_{3\varepsilon}G_w)$$

其中，湍动能的应力产生项 P_{v0}和湍动能的浮力产生项 G_w 分别为

$$P_{v0}=v_t\left[\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2+\left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2\right],\quad G_w=\frac{g}{\rho}\kappa_t\frac{\partial\rho}{\partial z}$$

湍粘性系数与涡动扩散系数之间的关系为 $v_t=C\mu\times\kappa^2/\varepsilon$，其参数之间的关系为

$$v_x=v_y=K_x=K_y=\text{const}$$

$$v_z=K_z=v_t+v$$

其中，$C\mu,\sigma_\kappa,\sigma_\varepsilon,C_{1\varepsilon},C_{2\varepsilon},C_{3\varepsilon}$均为常数。

第六章　海洋环境化学研究

海洋环境化学是以进入海洋环境中的污染物质为研究对象，运用化学的理论和方法研究污染物在海洋环境中的存在形态、迁移转化规律和由其所引起的环境质量变化，以及控制与改善环境的原理方法等。它是由海洋化学、海洋生物化学、海洋地球化学和环境科学等多种学科相互交叉渗透逐步发展形成的一门新兴海洋环境科学的分支学科。

第一节　海水环境化学[①]

海洋是世界上一切废污的最后“归宿地”，科学技术的发展在促进社会进步、提高人们生活水平的同时，也随着产生了大量的各种新型废污。目前已知的天然和人造化合物大约有200万种，并且每年还在以500种以上的速度增加，这些数以万计的化合物及它们的各种衍生物最终都将进入海洋中。所以，海水环境化学的首要任务就是研究这些化合物质的入海通量，进而考察其形态、分

① 本节作者：宋秀贤、俞志明。

布和迁移、转化规律，为控制污染、改善环境提供科学依据。

一、化学污染物的入海通量

（一）基本理论模式

要定量地估算污染物在某特定海域的化学行为，在探明海洋污染物来源的同时还要知道污染物进入和迁出该海域的通量。1974年，Boyle等比较全面地总结了海洋中微量元素含量分布的平流—扩散—净化模式（advection—diffusion—scavenging），某元素p通过一等盐度面的通量 Qp 为

$$Qp = Qr\{Cp - (S - Sr)dCp/ds\}$$

式中，Qr 为河流输入流量；

Cp 为某给定盐度下化学组分p的浓度；

S 为盐度。

假定 Cp 只是盐度的单值函数，则 Qp 也是盐度的函数，所以只要求出河口水体中 Cp—S 的关系，通过上式就可以求得 Qp。

我国科研工作者在这方面也做过大量的工作，厦门大学吴瑜端教授等（1982年8月）在上述模式的基础上提出污染物的收支平衡理论模式，即污染物直接输入量与河流输入量之和等于沉积转移量、水体残留量、平流输出量之和：

$$\begin{aligned} Q_d + Q_i &= Q_e + Q_{ss} + Q_f \\ &= C_e^{50}M_w + \kappa C_s^{50}M_{ss} + Q_f \end{aligned}$$

式中，Q_d 为污染物直接排放进入河口的通量(t/a)；

Q_i 为河流带入河口混合水域污染物通量(t/a)；

Q_f 为污染物平流输出到远海的通量(t/a)；

C_e^{50}、C_s^{50}为水相、沉积相中污染物的中数浓度；

M_w 是年平均储水量；

M_{ss}为沉积相悬浮物年输入量；

κ 为净化常数。

根据上述模式计算长江口海域重金属污染物的迁移分布通量（表6-1），结果显示约25%的Cu(Ⅱ)、30%的Hg(Ⅱ)、50%以上的Cr(Ⅲ)向海底转移，与1974年国际海洋考察规划中Windom在美国大西洋东南盐沼地河口的重金属通量估算结果（锰的64%、铜的22%、汞的11%向海底转移）相似。



表 6-1　长江口海域重金属分布情况(%)

测定项目	Cr(Ⅲ)	Cu(Ⅱ)	Hg(Ⅱ)
残留在水中(%)	29.8	48.6	12.6
转移到海底(%)	60.4	24.7	29.1
平流带到大海(%)	9.8	26.7	58.3

(二) 应用实例

在河海水系交混区域，某污染物组分 Cp 与水体盐度(S%)的关系曲线不外以下几种类型(图6-1)。图中直线部分为守恒混合，凸线为释放过程，凹线为转移过程。用外推法可以计算出污染物的入海通量。例如，以英国的 Clyde河重金属的入海通量为例(图 6-2)，外推法可知丰水期重金属(包括镉、铬、铜、锌)入海通量是枯水期的 3 倍。

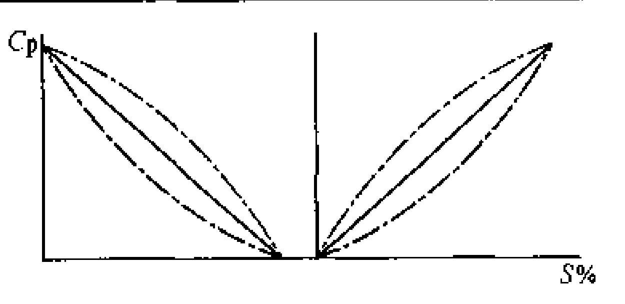


图 6-1　海河水系混合时 $Cp-S$%的关系曲线(引自吴瑜端，1982)

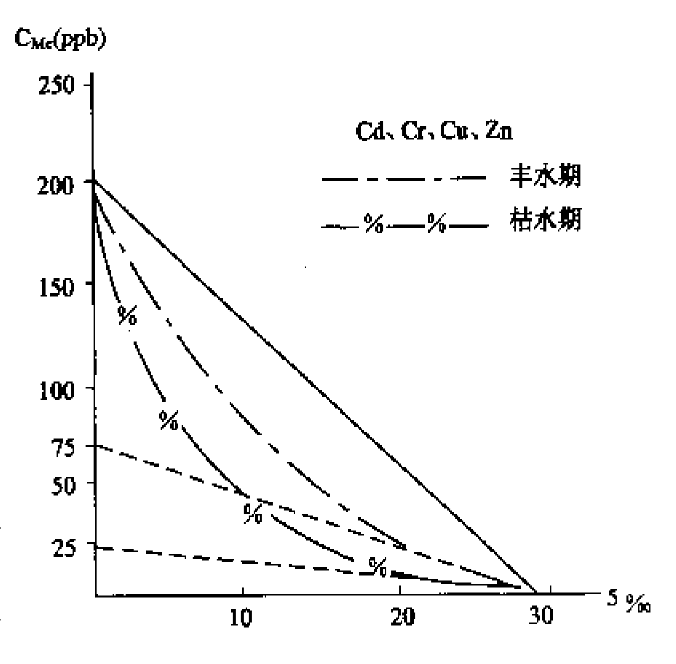


图 6-2　英国 Clyde 河重金属的入海通量(引自吴瑜端，1982)

以我国渤海湾为例，其沿岸是华北地区重要工业城市的集中地，大量的工农业和生活污水通过直接入海口、混合入海口和河流体系排入海湾，据统计 80 年代初排入渤海湾的生活污水为 1.4×10^8 t/a，工业废水为 5.28×10^8 t/a。1981 年由各种途径排入渤海湾的污染物总量统计数据如表 6-2 所示。渤海湾沿岸废水排放的特点是污水量大，排放集中，水量和污染物入海量均随季节变化，汛期污染物入海量加大，使海区污染加重。径流量较大的年份由河流排放入海的污染物将对海区尤其是近岸海域造成一定的影响。曾继业等(1987)对厦门港海域铜、铅不同途径

输入通量的研究结果(表6-3)表明,河流输入是污染物的主要来源,其次是污水排放,铅的沉积物再悬浮释放也是其重要的输入源。

表6-2 1981年渤海湾沿岸污染物的入海总量(t/a)

统计项目	As	Hg	Pb	Cd	总Cr	硫化物	酚	氰	六六六
入海总量	25.85	0.232	4.421	0.37	42.60	62.43	241.47	15.42	105.49

注:各污染物总量的计算是用全年每次监测的平均值乘以全年总排水量而得。

表6-3 厦门港铜、铅输入通量(t/a)

输入通量 / 重金属	河流入海通量	污水排放通量	沉积物再悬浮释放	间隙水扩散	大气沉降
Cu	398	18.6	6.96	0.764	N.D.
Pb	62	0.53	12.50	0.595	0.013

注:① N.D. 表示未测定;② 厦门港海域面积约为 $9.21\times10^7\ m^2$,平均水容量为 $5.08\times10^8\ m^3$。

(三) 考虑大气输入作用

以前人们多偏重于陆源输入的研究,而大气输入对海洋环境的污染常常被忽视。随着科学技术的飞速发展,各种测量手段越来越完善、准确,对海—气界面各种物质的交换转化研究也越来越深入,结果发现海—气界面重金属的输入通量相当可观。如有人估算厦门港铅的大气入海通量为 14.4 mg/(m^2·a)。表6-4给出的是百慕大附近海区的大气重金属入海通量。

从上表可以看出百慕大附近海域海气界面的重金属交换效应已相当可观,其中特别是汞、镉、铅和硒等的大气输入率均为沉积转移率的数百倍。

二、海洋中污染物的环境化学行为

一般而言,当污染物从污染源进入水环境之后,会发生稀释扩散、迁移传递、转化等过程。稀释扩散是最基本的物理过程,稀释是扩散的结果,扩散过程包括湍流运动和分子热运动。传递过程是一种可逆过程,包括有机物在重力作用下的沉降、在水动力作用下的再悬浮、在固体颗粒物和底泥上的吸附和

表6-4　百慕大附近海区大气重金属的入海通量

元素	大气中含量 $(10^{-5}\ g/m^3)$	大气输入海洋 $[g/(cm^2 \cdot s)]$			向海底沉积 $[10^{-15}\ g/(cm^2 \cdot s)]$	比值 输入/输出
		Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ		
Pb	3.3	1.9	3.9	2.6	0.019	100 *
Zn	2.5	1.5	16	4.2	0.07	21 *
Cu	1.0	0.58	13	/	0.07	8.3 *
Hg	≥0.5	≥0.29	/	/	0.000 9	>300 *
Cr	0.3	0.17	1.2	0.57	0.18	0.9
Cd	0.15	0.09	/	/	0.000 5	150 *
Se	0.1	0.06	0.2	0.03	0.000 6	100 *
As	0.1	0.06	0.5	0.08	0.06	1.0
Ni	0.08	0.05	0.3	/	0.14	0.4
Co	0.04	0.02	0.2	0.18	0.007	2.9
Sc	0.02	0.01	0.1	0.07	0.009	1.1

引自 Duce 和 Huffman 等，1976；* 为不规则比值。

解吸、固体颗粒物在电荷作用下的凝聚和分散过程，以及在气液界面物质的转移过程等。转化过程比稀释扩散和迁移传递过程更复杂，它主要是指污染物在水环境中所发生的化学、生物和光转化作用。在这个过程中污染物的分子结构发生变化，其原有的化学性质、毒性和生态效应也相应地发生变化。了解和掌握污染物质进入海洋环境后的分布、迁移、转化和循环过程等规律是海水环境化学的重要研究内容，可以更好地了解过去的环境状况，预测将来的环境变迁，为科学管理海洋环境、利用海洋资源提供依据。污染物在海洋环境中的循环过程如图6-3所示。

图中，Ⅰ、Ⅱ为海洋的污染源，发生在海—气界面及河口和沿岸。

Ⅲ、Ⅳ为污染物在海水中的迁移扩散过程，它主要决定于各海区的水文物理因素（包括潮汐、海流、海水的平流和涡流、风、浪等）的多变量综合作用的结果，目前多采用多变量模拟和统计的方法来探索其规律。

Ⅴ为化学转化过程，包括纯化学、物理化学、光化学、生物化学等反应过程。污染物质通过这些过程使有害浓度降为无害量，有毒转化为无毒，剧毒转化为低毒等。污染物质进入海洋之后，该化学物质和介质水分子、介质中常量

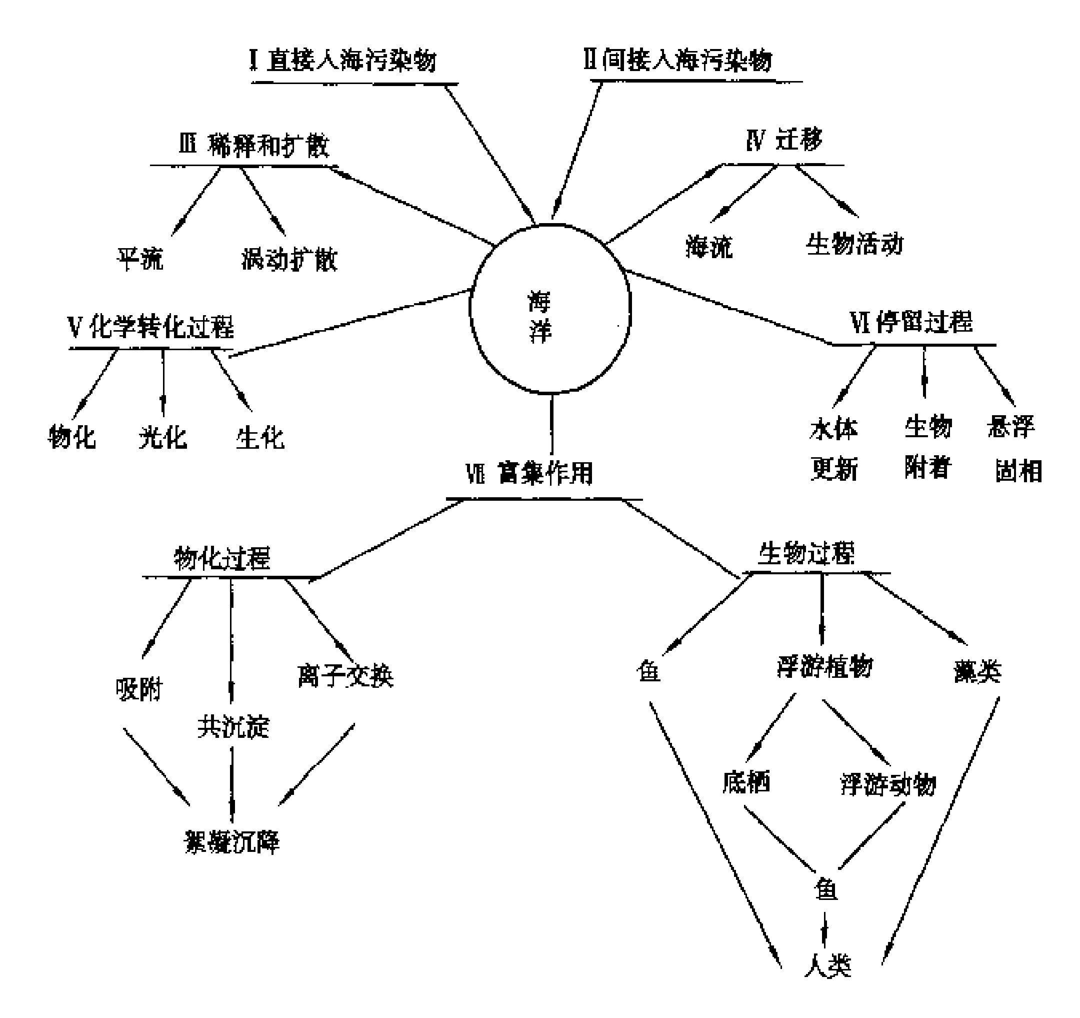


图 6-3　污染物质在海洋环境中的循环过程示意图

离子、有机高分子以及无机、有机胶体间的作用，使它在海洋环境中的存在形式，因具体海区水化学条件的不同而异，从而显示出不同的环境生态效应。以有害重金属铜、锌、镉、铅等为例，随着分析和分离技术的发展，近几年来已经对它们的简单离子、络合离子、胶体等形式进行了分离和测定，发现各种形式之间的毒性有很大差别。例如，铜对生物的毒性只决定于 Cu^{2+} 和 $[Cu(OH)n]^{-(n-2)}$ 的离子活度，而与铜的其他形式的含量及总活度无关。迁移、净化的过程也和存在形式分不开。另外，有机物的氧化作用、有害物质的生化降解、光化学反应等都可使污染物质产生化学转化。

Ⅵ为污染物质在水体中的停留过程，主要是在水动力作用下水体的交换和更新，受胶体、悬浮物的沉降速度等的影响。它牵涉到水体中污染物的自净速率即污染物危害时间的长短。污染物在海洋中的残留时间 τ，可用一般的地球化学方法求算：$t_i = A_i/\mathrm{d}Q_i/\mathrm{d}t$，其中 A_i 为引进的污染物 i 的总量，$\mathrm{d}Q_i/\mathrm{d}t$ 为污染物在海洋中的沉降或输入速率。污染物在海洋环境中的活性越强，它在海洋



中的残留时间越短。

Ⅶ为污染物质在海洋环境中的积累过程，它主要取决于海洋环境中的物理化学沉降过程和海洋生物的选择性吸收，可使污染物质脱离水相而转入沉积物和生物体，从而造成底质和生物体的污染，有的甚至造成二次污染。海水中的粘土、有机质和氧化物的活性表面对污染物（尤其是重金属）的行为会产生极其重要的影响，被粘土、有机质和氧化物结合的污染物随这些物质进入海底，在沉积物—水界面的迁移转化过程中，经过吸附与解吸作用、沉淀与溶解作用、分配作用、离子交换作用、氧化还原反应和生物作用等对污染物进行降解、富集、金属的甲基化与乙基化作用等，所有这些作用对重金属都会产生积累与释放两种过程。污染物的生物毒性效应，主要表现在对海洋生物的致死现象、阻化效应和形态变化等；其毒性效应和污染物的存在形式、环境因素、生物条件以及它们对污染物的适应过程等因素是分不开的。表 6－5 金属元素对各种生物的相对毒性。对鱼类来说，污染物的毒性为 Hg＞Cu＞Zn＞Cd＞Pb；对双壳类软体动物如蛏等来说，污染物的毒性为 Hg＞Cu＞Zn＞Pb＞Cd＞Cr。

表 6－5　**金属元素的相对毒性***

元素 \ 半致死浓度(ppm) \ 生物种类	鱼	甲壳动物	双壳类软体动物	多毛虫环节动物
	48 h LC_{50}			192 h LC^{50}
Cd	17	3～10	3.8	100
Cr	/	100	10.3	10
Cu	3.3	2.4	0.128	0.27
Hg	0.29	5.7	0.006	/
Pb	188[a]	/	2.46	75
Zn	8.4	110	0.34	30

* 相对毒性用 48 h 或 192 h 半致死浓度 48 h LC_{50}或 192 h LC_{50}来表示，其浓度单位为 ppm，a 为 192 h LC_{50}。

三、重金属污染物的存在形态及迁移转化

（一）存在形态

重金属的化学形态研究对于研究重金属对水环境的影响极其重要。重金属污染物质在水相、沉积相和生物相中都有多种不同的存在形式，其危害性和可净化性取决于它在环境中的存在形式，其中在水相中的存在形式研究的较

多。

水体中重金属以可溶态、悬浮态、残渣态等多种形态存在,其中可溶态含量在总量中所占比例甚少,大多以 μg/L 计。可溶性物质一般随介质有较大的迁移能力,从陆源入海的胶体物质和有机大分子,以及一些无机络合物常在水系交混地带(如河口海区)絮凝沉降;而颗粒较大的悬浮物迁移能力小,多在排污口和河口直接沉积。在水中化学物质的存在形式主要处决于介质的氧化还原电位和 pH,以及共存的其他有机、无机化学组分。

国际原子能研究所的 Florence 和 Batley(1976,1978)利用膜过滤、螯合树脂分离、紫外光照射降解等分离技术,将天然水体中可溶态金属具体分为如下两组共九类:一组是通过 0.45 μm 滤膜的不稳定态金属:① 游离的简单离子,② 不稳定的有机络合物,③ 不稳定的无机络合物,④ 吸附在有机胶体上的不稳定金属,⑤ 吸附在无机胶体上的不稳定金属。另一组是通过 0.45 μm 滤膜的结合态金属:① 结合的有机金属络合物,② 结合的无机金属络合物,③ 吸附在有机胶体上的结合态金属,④ 吸附在无机胶体上的结合态金属。这里所谓的稳定和不稳定态是指在测试条件下(pH=4.8 的阳极溶出伏安法)能否在电极上产生反应而被检出的化合形式。

上述九类通过 0.45 μm 滤膜的不同形式的可溶态金属分离后用阳极溶出伏安法进行分别测定和计算。留在 0.45 μm 滤膜上的物质即为颗粒态金属,它们多为悬浮态物质,在海水中不稳定易沉降到底泥中。日本的杉村行勇(1978)也用类似的方法将可溶态的金属化合物分为碱性金属有机化合物、酸性有机金属化合物和无机金属化合物等三大类。挪威 Oslo 大学的 Hasle(1981)利用不同孔径的滤膜,把可溶态分为不稳态、稳态、酸可释放态、高分子有机金属化合物,以及低分子有机金属化合物等五大类。这些方法各有其优势,由于污染物的组成和含量差别很大,在分离鉴定过程中可以有选择或交叉使用各种手段和技术。但现在还是常采用 0.45 μm 的滤膜进行分离,通过滤膜的为可溶态,留在滤膜上的为颗粒态;至于辨别无机组分和有机组分的统一分离鉴定方法还有待于研究和完善。

有的研究者(吴瑜端等,1983)认为金属元素的存在形态和形式是有区别的(表 6-6)。应该利用过滤、渗析等物理方法分离存在形态,利用反应平衡的各种热力学常数计算平衡时各种形式所占的分数(图 6-4)。目前各种分离技术在天然水体水相中重金属形态研究方面的应用还不很成熟。表 6-7 给出了各种分离技术的应用范围和优缺点比较。

表 6－6　镉的存在形态的分离和形式的鉴定

形态的分离	膜可滤 ——→						
	渗析 ——→						
	←— $10^{-3}\mu m$ —→			←— $10^{-2}\mu m$ —→		←— $0.1\mu m$ —→	
形式的鉴定	自由离子	无机离子对或络合物	有机络合物和螯合物	高分子有机化合物	胶体状态化合物	胶体吸附化合物	颗粒态各种结合物
	Cd^{2+}	$CdCl^{+}$	Cd－OOCR	Cd－类脂物	$(CdS)x$	Cd－Mud	Cd－I.S.S.
		$CdCl_2^0$	Cd－EDTA	Cd－腐殖酸聚合物	$(CdCO_3)y$	Cd－Clay	Cd－O.S.S.
		$CdCl_3^-$	Cd－NTA	Cd－多聚糖物	$(CdSO_4)z$	Cd－Coll	Cd－B.S.S.
					$[Cd(OH)_2]v$		

表 6－7　水相中重金属形态的各种分离技术比较

分离技术	适用范围	优缺点
离心	分离不同质量不同密度的颗粒	吸附少，但粒径分离效果不好
过滤	分离 15～12 nm 范围内不同粒径的颗粒	分离的粒径范围较明确，但损失较严，粒径选择性不佳，空间因素有影响
超滤	分离 1.2～14 nm 范围内不同粒径的颗粒	分离的粒径范围较明确，但受吸附、凝聚、空间等因素的影响很大。浓度梯度较大时也有影响，采用分级超滤能克服一些缺陷
渗析	分离 1～5 nm 范围内不同粒径的颗粒，有时还可分离带不同电荷的形态	分离小粒径的形态较好，但建立平衡的时间长，费时而且玷污严重
凝胶色谱	主要分离不同粒径的有机金属络合物	可确定连续的粒径系列，但稀释倍数大，空白高。吸附及空间因素有影响
电泳	分离不同大小、带不同电荷的形态	吸附少，但分离效果不好，应用较少
萃取	分离有机态和无机态	快速简便，但结果误差较大
共沉淀	选择共沉淀某些无机形态，可用于不同价态的分离	选择性好，但共沉淀效率受多种因素影响

（引自许荣达，1985）

(续表)

分离技术	适用范围	优缺点
螯合树脂	分离可交换与不可交换的形态，如络合程度不同的络合物的分离，胶态与非胶态的分离	吸附玷污少，划分较明确，但分离结果有重叠现象
大网树脂	分离有疏水基团的金属有机络合物	对有机态的划分较详细，但不能吸附所有的有机态。稀释倍数大，空白高

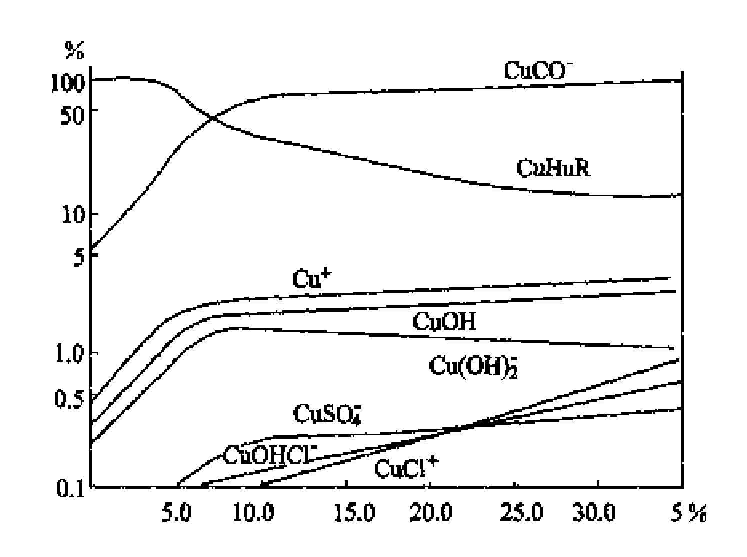


图 6-4　河海水混合过程中各种形式铜的分布(Millero, 1979)

应该注意的是自然水环境中金属元素各种形态的变化过程一般处于非热力学平衡状态，所以热力学计算的结果只能表示它的可能性，并不代表真正的现实状态。各种分离方法也受实验技术条件的限制，带有较大的人为因素，缺少标准物质的验证回收也就缺少化学形式的确定性。近年发展起来的计算机程序化和模拟实验相结合的研究方法为金属存在形式的分离鉴定提供了更可靠、更快捷的技术路线。

(二) 迁移转化

重金属污染物入海后随着时空的变化，它们对海洋环境尤其是对海洋生物的影响也随着其存在形态的不断变化而改变。重金属污染物从被污染的水体中清除的途径，除了水动力作用向外海迁移，同时还有悬浮物的吸附与共沉淀、生物体的吸收与排泄等过程。Olsen 等(1982)提出在悬浮物浓度为10 mg/L的水体中(典型的近岸海水)，约有 50%的重金属吸附在悬浮颗粒物上，而悬浮物浓度为 100 mg/L 的水体中，约 90%的重金属与悬浮物结合而迁移。纳污港湾



海水中悬浮物的含量一般较高，可以推断在这类水域中吸附—共沉淀作用对重金属的迁移转化影响较大。例如，含汞废水入海后，立即与海水混合而被稀释，但由于汞的比重大所以金属汞一经入海便自行沉降，同时因为汞及其化合物对硫羟基具有极强的亲和力，使它们极易吸附海水中的悬浮颗粒，并一起沉降到沉积物中。而大气中的含汞污染物虽能到达外海和远洋，由于近岸海区大气和海洋物质的交换比大洋中强烈得多，所以沿岸海域的沉降量大大超过在外海和远洋的沉降量，以上两种因素的协同作用使汞几乎全部集中沉降于沿岸底质中。

在河海交汇区盐度、pH和水动力因素等物理化学环境的变化很大，由陆源经河流入海的重金属一部分在河口区发生絮凝作用，一部分离子态重金属直接被悬浮物吸附，成为颗粒物质沉降到底质中，使海水中有害元素的浓度大大降低，所以在河口区一般是颗粒态重金属为主要组分，底质中的重金属含量较高。例如，长江口水域因水中含有大量的粘土矿物和有机物等悬浮物质，对重金属有较强的吸附、络合能力，因而悬浮态重金属浓度大大高于溶解态。调查结果表明，在长江口各种重金属入海后都发生不同程度的形态迁移转变，以丰水期(11月)锌、铜、铅、镉的迁移为例，它们的离子态浓度和盐度的关系如下：

$$Zn^{2+}(\mu g/L) = 6.45 + 0.025(S - 14)^2 \qquad (S = 0—33.4)$$

$$Cu^{2+}(\mu g/L) = 0.43 + 0.007(S - 22)^2 \qquad (S = 10—33.4)$$

$$Pb^{2+}(\mu g/L) = 0.026 + 0.000\,015(S - 14)^2 \quad (S = 0—33.4)$$

$$Cd^{2+}(\mu g/L) = 0.082 + 0.000\,08(S - 14)^2 \qquad (S = 0—33.4)$$

主要迁移位置除 Cu^{2+} 在盐度为 17‰～26‰水域外，其他都在盐度为 10‰～18‰之间的水域。Zn^{2+}、Cu^{2+}、Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的最大迁移量分别约为 9%，16%，15%和 22%。颗粒态锌、铜、铅、镉的迁移与盐度呈指数负相关：

颗粒态 $Zn(\mu g/L) = 42.759\exp(-0.035\,1\ S)$ $(\gamma = -0.768, n = 20)$

颗粒态 $Cu(\mu g/L) = 14.090\exp(-0.025\,3\ S)$ $(\gamma = -0.391, n = 20)$

颗粒态 $Pb(\mu g/L) = 3.633\exp(-0.034\,5\ S)$ $(\gamma = -0.650, n = 20)$

颗粒态 $Cd(\mu g/L) = 3.169\exp(0.025\,4\ S)$ $(\gamma = -0.592, n = 20)$

颗粒态重金属与盐度的关系除了铜置信度水平在 90%以上外，其他都在 99%以上。从相对应的相关曲线可以看出颗粒态重金属也的确在发生迁移，主要的迁移位置与离子态相似，表明离子态重金属随颗粒态一起沉降的迁移过程。而汞在河口的迁移以丰水期较明显，溶解态和颗粒态汞主要迁移位置在盐度0～3‰之间，盐度为 3‰时迁移量高达 73%，盐度大于 3‰的水域，主要是稀释扩散过程。另外总汞浓度还与化学耗氧量呈线性正相关：

总 Hg($\mu g/L$) = $-0.010 + 0.029COD(mg/L)$　($\gamma = 0.970, n = 26$)

表明河口水中汞的分布与溶解和颗粒有机物的含量密切相关。与汞类似丰水期的 Cr(Ⅵ)与颗粒铬在河口的迁移有明显的一致性，主要迁移位置在盐度为 0～6‰之间，迁移量分别为 55%和 87%，在盐度大于 6‰的水域，主要是稀释扩散过程。枯水期的迁移位置主要在盐度为 10‰～22‰之间，而且颗粒态铬与化学耗氧量呈正相关关系：

颗粒态 Cr($\mu g/L$) = $-1.871 + 6.384COD(mg/L)$　($\gamma = 0.936, n = 25$)

在盐度小于 25‰的水域溶解态砷的浓度与盐度呈线性负相关，表示长江水被冲稀，在盐度大于 27‰的水域溶解态砷的浓度与盐度呈线性正相关，相关线与理论稀释线基本吻合。

重金属在水体、沉积物和生物体之间的迁移除了物理化学迁移外还有生物迁移。生物体内中金属的蓄积有两种途径，即从水、悬浮物、底泥中直接吸收和通过食物链摄取。海洋生物对某些污染物尤其是重金属有很强的富集能力，如有的贝类能以数百倍的能力富集某些重金属(表 6-8)。

表 6-8　渤海湾海洋生物对重金属的富集系数

生物名称	K_{Cd}	K_{Pb}	K_{Cu}	K_{Zn}
毛蚶	250～1 000	1 000～9 500	65～1 100	340～2 500
蛏	260～1 300	1 000～20 000	500～2 200	350～4 400
红螺	118～2 800	900～2 800	370～1 500	300～3 000
对虾	330～500	500～700	250	900
虾蛄	950～3 600	900	300～2 400	1 200
梭子蟹	300～1 700	800～1 500	450～1 800	2 000～6 500
浮游动物	100～700	400～1 300	65～3 400	150～1 800

(引自刘明星，1983，郑舜琴，1981)

食物链对重金属具有很强的放大能力，由图 6-5 可以看出，生态系统中各营养级生物对总汞和甲基汞均有较强的富集能力和较高的浓缩系数，并随食物链等级升高，富集量增高，浓缩系数增大。生物放大能力与营养级、生物的生活习性及重金属的形态有关，渤海湾生态系统中，甲基汞富集程度比总汞高出1～2个数量级。

而由生物引起沉积物中重金属的释放主要是通过生物新陈代谢和生物扰动两条途径来实现。Cline(1973)等认为，重金属向上移动是由上覆沉积物的压缩



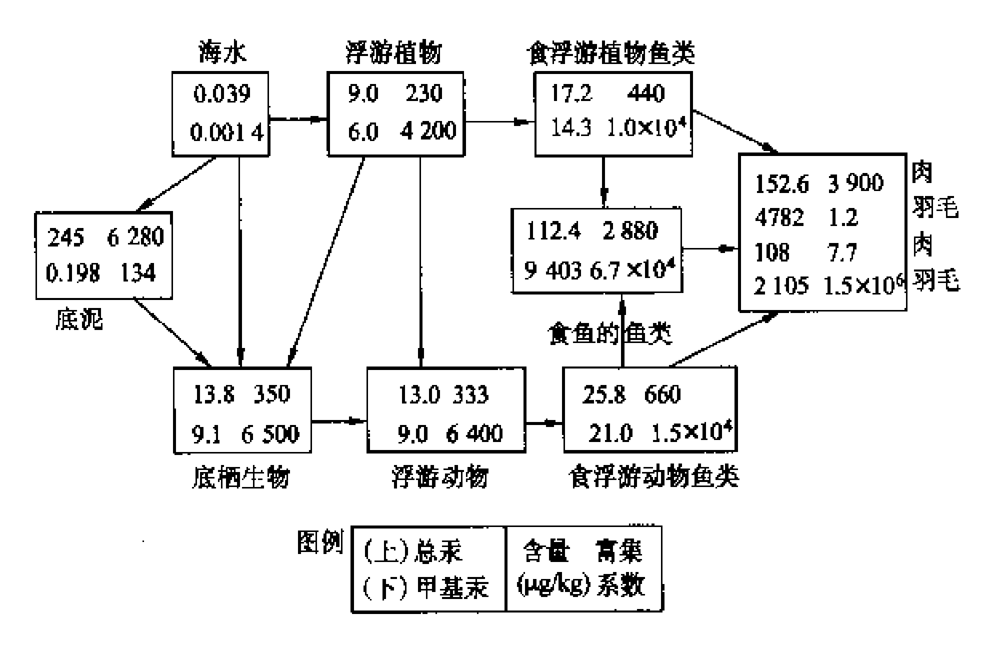


图6-5 总汞、甲基汞在渤海湾不同营养级生物的富集和迁移(引自张毓琪,1984)

作用和微生物共同作用引起的,并认为间隙水细菌的作用是引起孔隙水中以有机态结合的金属发生降解的主要原因之一。在界面处活动的细菌可以① 把聚集的间隙水带出沉积物界面;② 给水体带入含氧物质;③ 使颗粒物易于迁移到沉积物表层或深层;④ 在沉积物中留下排泄物。这四种作用都会加速金属的转化。微生物对重金属的释放作用是多方面的,主要表现在① 分解有机质,降低分子量,产生易于络合金属离子的有机质;② 新陈代谢活动使环境条件发生变化(如 Eh、pH 等);③ 通过 Eh 的变化使无机化合物变成有机络合物。

(三) 典型河口海湾重金属的形态分布和迁移转化

不同的金属、在不同的海域其形态分布和迁移转化是大不相同的。我国科研人员对典型河口、海湾重金属的形态分布和迁移转化做了大量的调查研究工作。根据80年代初期对渤海湾不同介质中有关元素的含量分布研究(表6-9)表明(邹景忠,黄华瑞等,1982):

渤海湾海水中颗粒态的汞平均含量占总汞的33.3%,溶解态汞平均含量占66.2%。无机态汞的平均含量占70.4%,所以无机态汞是渤海湾水体中汞的主要存在形态。对渤海湾生物体中重金属含量分布的研究发现,鱼体中无机汞占总汞的13.1%,有机结合态占总汞量的86.9%,其中甲基汞占有机汞含量的91.3%。所以,渤海湾鱼体中有机汞含量占主要地位,而对生物毒性很大的甲基汞是主要的存在形态。

表6-9 渤海湾不同介质中重金属的含量分布

元素＼介质	海水(μg/L)		底质(mg/kg)		间隙水(mg/L)	
	含量范围	平均值	含量范围	平均值	含量范围	平均值
Hg	痕量～0.049	0.017	0.005～0.56	0.065	/	/
Zn	1.3～30	7.66	35.3～151.2	73.6	10.0～18.0	13.8
Cu	0.28～1.55	0.88	7.8～36.2	26.0	1.9～5.6	2.9
Pb	0.02～0.18	0.068	11.6～41.2	22.4	0.67～1.2	0.85
Cd	0.02～0.40	0.18	0.04～0.54	0.15	0.067～0.17	0.11
Cr	痕量～1.63	0.40	26.7～66.7	49.0	/	/
Co	0.03～0.39	0.16	7.5～16.1	13.3	/	/
As	1.0～4.5	1.88	8.88～18.1	13.8	/	/

渤海湾海水中颗粒态铬的平均含量占总铬的76.9%，溶解态铬占总铬的23.1%。其中Cr(Ⅶ)和Cr(Ⅲ)分别占溶解态铬的15.2%和84.8%。在渤海湾河口区颗粒态铬达到80%以上，近河口区域甚至超过90%，所以说颗粒态铬是渤海湾铬的主要存在形态。对生物有较大影响的Cr(Ⅵ)在溶解态中只占次要地位，因此尽管河口区铬的含量较高，但对生物的影响并不大。

渤海湾海水中溶解态砷平均含量占总量的81.0%，颗粒态砷平均含量只占19.0%。而海水中溶解无机砷占80%以上，是渤海湾海水中砷的主要存在形态。

颗粒态锌平均含量占总锌的40.6%，总溶解锌占59.4%。其中不稳定态锌占总溶解态的17.2%，无机结合态占总溶解锌的60.7%，有机结合态占总溶解态锌的22.1%，可以看出溶解态锌是渤海湾海水中锌的主要存在形态，而无机结合态锌又是溶解态锌的主要成分，不稳定态锌仅占较少的比例。

渤海湾海水中颗粒态铜占总铜的54.2%，总溶解态铜占总铜的45.8%。在溶解态铜中不稳定态铜占总溶解态铜的35.4%，无机结合态铜占22.4%，有机结合态铜占42.2%。所以渤海湾海水中颗粒态铜是主要的存在形态，有机结合态铜是溶解态的主要成分。

渤海湾海水中颗粒态铅的平均含量占总铅量的29.8%，总溶解态铅占70.2%。其中不稳定态铅占总溶解态铅的18.2%，无机结合态铅占总溶解态铅的63.6%，有机结合态铅占18.2%。因此可以看出溶解态铅是渤海湾铅的

主要存在形态，而无机结合态铅又是溶解态铅的主要成分。

渤海湾海水中颗粒态镉平均含量占总镉的 36.4%，溶解态镉占总镉的 63.6%。其中不稳定态镉和无机结合态镉各占溶解态镉的 42.9%，有机结合态镉仅占总溶解态镉的 14.3%。由此可见，渤海湾海水中溶解态镉是主要的存在形态，其中无机结合态为主，有机结合态为次。

表 6－10 锦州湾重金属的含量分布

项目	水体(μg/L)	底质(表层 0～1cm，单位 mg/kg)
Hg	0.04～21.40	0.06～183.5
Cd	0～129	0.2～107.1
Pb	0.8～40.2	8.4～3 126.2
Zn	40～2 368	85～27 000
Cu	0.8～35	16.4～7 796.9

引自国家海洋局环境保护研究所综合调查，1979～1980。

锦州湾是渤海中重金属含量最高的海域，其分布特征主要表现为：浓度水平分布总趋势为西高东低，通常河口区附近为高值区，逐渐向湾外减小；水体中有害金属含量等浓度线基本呈现南高北低的走向，浓度的垂直变化比较均匀，一般底层略高于表层；潮汐对水中污染物浓度变化影响极大，高潮时浓度低，低潮时浓度高，重金属污染物浓度变化随污染源的距离增加而降低。底质中重金属含量的变化趋势与水体类似。锦州湾重金属污染物的分布反映了典型的点源污染分布规律，根据该湾有害重金属分布特征进行相关分析，发现海水中及底质中重金属的浓度变化随其距污染源距离增加呈幂函数衰减，其相关方程如下：

$$Ci = a\mathrm{e}^{-bL}$$

式中，Ci 为 i 种金属的浓度；

L 为金属扩散距离；

b 为衰减系数；

a 为常数。

研究发现重金属入海后，水体中在 0～8 km 范围内、底质中在 0～4 km 范围内浓度迅速衰减，而后浓度衰减变得十分缓慢。

同样对胶州湾汞的形态研究表明(周家义，潘琬英等 1980)，海水中可溶性汞中有机汞占主要地位，对生物危害很大的甲基汞含量很低；悬浮物中的汞

分为能被酸浸取部分和强结合部分，二者的相对含量相当(表6－11)。

表6－11　胶州湾海水中汞的形态分布

介质	海水中汞的测定结果				悬浮物中汞的测定结果		
组分	总汞(μg/L)	无机汞(μg/L)	有机汞(μg/L)	甲基汞(μg/L)	总汞(μg/L)	酸浸取 $SnCl_2$ 直接还原部分(μg/L)	与有机物强结合部分(μg/L)
含量范围	0.035～0.073	<检出限～0.017	0.032～0.067	未检出～可检出	0.018～0.285	0.007～0.174	0.011～0.084
百分比(%)	/	≈0～25	75～100	0～1.7	/	41～73	27～59

海水中的重金属易被悬浮颗粒物质所吸附固定，而后向沉积物中转移。我国不同河口海区海水，悬浮物及沉积物中重金属的含量分布差别很大，其中倾废区、河口和深海粘土(主要为水合氧化铁和水合氧化锰)的重金属含量特别高，充分说明了悬浮颗粒物对水相中重金属的载带和净化作用。

河口区既是人类排污的主要汇集地，又是河流淡水和海水(单向流体和双向流体)相互作用的场所，构成河口区复杂多变的地球化学特征(陈宗团等，1997)。对长江口海区表层水中各种形态重金属和溶解态砷的含量和分布调查(沈志良等，1994年，三峡工程与河口生态环境)情况列入表6－12。可以看出溶解态锌、铜、铅、镉的浓度在整个调查区，以及不同季节变化较小，这与顾宏堪等(1991)提出的痕量金属离子均匀分布理论是一致的。颗粒态金属的基本分布趋势是河口区附近浓度较高，外海区较低，反映了长江水输入的影响，而且颗粒态锌、铜、铅、镉的浓度比溶解态高得多，表明长江口海区颗粒态锌、铜、铅、镉是其主要存在形态。溶解砷浓度的表层分布呈现出河口低外海高的趋势，但浓度变化小，整个调查期间(1985年8月至1986年1月)，砷平均浓度河水段为1.23 μg/L，海区为1.36 μg/L。砷的垂直分布是近河口处浓度随水深增加而增大，与盐度变化一致，反映了外海水的影响；远岸处由于水体垂直对流的作用，砷浓度的垂直分布比较均匀。



表 6-12　长江口海域、河口表层水中重金属和溶解态砷的的含量分布(μg/L)

时间	元素	长江河水段				长江口海区			
		溶解态		颗粒态		溶解态		颗粒态	
		范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值
丰水期(8月、11月)	Zn	4.3-10.8	6.0	26.0-65.0	40.8	3.4~7.9	5.3	8.6~43.2	31.0
	Cu	0.41~0.84	0.51	7.6-20.0	14.5	0.38~0.90	0.56	1.3-21.4	11.2
	Pb	0.018~0.35	0.028	1.6~7.2	3.6	0.020~0.048	0.030	0.66~7.2	2.33
	Cd	0.04~0.15	0.065	1.8~3.6	3.0	0.04~0.13	0.075	0.56~3.6	2.19
	Hg	0.001-0.026	0.014	0.027~0.067	0.056	未检出~0.023	0.007	0.001~0.049	0.018
	Cr^{3+}	0.05~0.79	0.39	/	/	0.01~0.83	0.036	/	/
	Cr^{6+}	0.06~0.25	0.16	3.14-7.53	5.49	0.02~0.19	0.069	0.07~7.60	2.34
	As	1.0~1.4	1.16	/	/	0.9~1.8	1.44	/	/
枯水期(1月)	Zn	3.2~5.0	3.6	8.1~24.0	18.5	3.2~8.8	5.0	8.0~25.0	15.6
	Cu	0.63~0.81	0.66	4.4~6.7	5.8	0.55~0.84	0.70	2.5~18.9	7.0
	Pb	0.02~0.038	0.025	0.39~0.81	0.70	0.020~0.050	0.029	0.39~0.90	0.60
	Cd	0.08~0.13	0.11	0.55~1.0	0.80	0.08~0.13	0.10	0.33~0.77	0.57
	Hg	0.001~0.027	0.005	0.043~0.107	0.065	未检出~0.006	0.003	0.001~0.077	0.012
	Cr^{3+}	0.10~1.16	0.067	/	/	0.03~0.57	0.30	/	/
	Cr^{6+}	0.21~0.28	0.25	11.56~16.68	14.57	0.02~0.18	0.053	0.21~19.08	3.89
	As	1.3-1.5	1.37	/	/	0.8~1.7	1.19	/	/

溶解砷浓度的表层分布呈现出河口低外海高的趋势，但浓度变化小，整个调查期间(1985 年 8 月至 1986 年 1 月)，砷平均浓度河水段为 1.23 μg/L，海区为 1.36 μg/L。砷的垂直分布是近河口处浓度随水深增加而增大，与盐度变化一致，反映了外海水的影响；远岸处由于水体垂直对流的作用，砷浓度的垂直分布比较均匀。

黄河口是研究重金属在淡—咸水界面、固—液界面，以及气—液界面上作用的天然过程的优越场所。黄河口每年携带入大量陆源风化物质入海，成为

西太平洋地区底质沉积物的重要物源；对黄河口重金属的研究也是研究太平洋地区沉积物中重金属的一个重要组成部分。80 年代初期，中国科学院海洋研究所、国家海洋局第一研究所、青岛海洋大学等单位共同对黄河口的水文、潮汐、地质特征，泥沙输送、地球化学过程等方面进行了深入的调查研究，得到了很多有价值的成果。其中重金属在不同形态中含量分布如表 6－13 所示，作为对比列出世界其他河口溶解态金属含量的平均值，从表中可以看出黄河口及邻近海域水体中不存在重金属污染的迹象。

表 6－13　黄河口海域不同介质中重金属的含量

元素 介质	Fe	Mn	Cr	Cu	PbCd	Zn	
表层沉积物(μg/g)	1.1～3.0	330～690	50～71	9～32	24～44	/	41～105
水体中溶解态含量(μg/L)	9.0	0.31	/	1.248	0.0395	0.005	/
世界其他河口溶解态平均值(μg/L)	/	<5	/	1.8	0.2	0.07	/

由于黄河口地区悬浮泥沙和颗粒状矿物含量很大，沉积物以粉砂和粘土为主，砂含量很少，颗径小于 2 μm 的粘土矿物有较大的比表面，对水体中重金属有较高的结合能力，所以黄河口金属分布以颗粒态为主要的存在形态。

四、放射性元素的环境化学特征和迁移转化规律

(一) 海洋中放射性物质的来源

放射性污染主要是由放射性核素引起的一类特殊污染。海洋中的放射性物质可以分为两大类，即天然放射性物质和人为放射性污染物。前者存在于海洋环境的各种介质中，被称为放射性本底，其含量叫做本底值；而人为造成的放射性物质的增添量一般被认为是放射性污染物，主要来源于核试验后的大气飘尘、核电厂的冷却水、海上核倾废及废弃的核动力舰船、潜艇等。

放射性核素可通过自身衰变而放射出 α 和 β 射线使海洋生物受到损伤。海洋中天然放射性元素又可分为三部分。一是，K^{40}、Rb^{87} 等属单个放射性同位素，虽然 K^{40} 只占钾量的 0.011 9%，但因为海水中钾元素含量较高(平均含量为 0.387 5 g/L)，所以它在海洋放射性中占第一位，为海水总放射性的 90% 以上；Rb^{87} 占天然总铷的 27.85%，大洋中铷的平均含量为 2.0×10^{-5}g/L，它也是海洋放射性本底的重要组成之一。二是，三个自然放射系

(铀、锕、钍元素)。三是,宇宙射线与大气中元素作用的产物,这类元素有H^3、C^{14}、Be^{10}、Si^{32}和I^{129}等。一般情况下上述绝大部分元素含量处于稳定状态,构成了海洋放射性本底。

人为的海洋放射性物质种类繁多,如核爆炸后所造成的散落物,一般都具有放射性,而且核辐射往往会存在几年甚至十数年。其中核爆炸后产生的大量中子与空气、弹壳等物质发生核反应,产生放射性同位素,叫做诱发辐射产物。例如,空气中的N^{14}与中子作用生成C^{14}($_7N^{14} + _0n^1 \rightarrow 6C^{14} + _1H^1$),一个$1 \times 10^7$ t级的核弹能产生50 kg的C^{14},放射性可达2.5×10^5 Ci;中子与弹壳材料等作用产生一些同位素,如Zn^{65}、Co^{58}、Co^{60}等,这些诱发放射性物质同样污染海洋环境。核实验反应不完全所剩余的原料残渣,也是海洋核污染的来源之一,另外核舰艇在海上排放的放射性物质也能造成局部海区的严重污染,其中包括冷却水、使用过的离子交换树脂,以及核动力舰船泄漏事故等。随着原子能研究和原子能工业的迅速发展,由此带来的核污染威胁日益加重。据统计到70年代初期全世界正在运转和建设中的原子能核电站已经有350多座,而且近20年中又有更多的核电站建成运用,它们排放的放射性物质有Ru^{100}、Cs^{137}、Sr^{90}、Cr^{51}、Zn^{65}、Co^{60}、Pr^{144}等。

放射性污染物可分为固体和液体两种。目前一些发达国家将大部分固体废物投弃到大洋中,少数埋入地下,而液体废物基本都排入江河湖海。根据国际粮食和农业组织70年代的统计资料,到20世纪末核污染将进一步加剧(表6-14),估计到2000年原子能工业将向海洋排入放射性大约2×10^7 Ci的废物(不包括氚)。

表6-14 全球海洋的人工放射性剂量(Ci)

放射性物质来源		1970年	2000年
核爆炸	裂变产物(H^3除外)	2.6×10^8	$n \times 10^8$
	H^3	10^9	$n \times 10^9$
原子能工业	核反应器和核生产等原子能工业裂变和活化产物(H^3除外)	3×10^5	3×10^7
	H^3	3×10^5	$n \times 10^8$
放射性总量		$n \times 10^9$	$n \times 10^9$

(二)放射性污染物的迁移转化

放射性物质进入海洋后,首先一部分被生活于海洋表层水域的各种生物

富集,一部分则随着海水中颗粒物的沉降作用、胶体和悬浮物的凝聚作用等,逐渐向下层和沉积物中转移。同时,表层生物体的死亡,其尸体下沉分解也将它们吸收的放射性物质带到海底,从而造成海洋底质的放射性污染。所以,人们常发现生活在海水表层和底层的生物较生活在中层海域的生物能积累较多的放射性物质。海洋生物可通过其体表的吸收或鳃的吸入,以及饵料的摄食而富集海水中或底质里的放射性物质。以离子形式存在的放射性元素,主要通过生物的外表皮细胞进行离子交换进入细胞膜内,而膜内的非放射性离子又可排出膜外,当离子交换最后达到平衡状态时,细胞内的放射性离子不再增多,它的含量与海水中同种放射性离子的含量达到一个恒定的倍数,这就是浓缩系数。表 6-15 给出的是英国海洋沿岸各种生物的放射性与放射性污染物处理区中生物的放射性比较,可以看出在污染区中生物至少能富集 10 倍以上的放射性污染物。

表 6-15 英国沿岸和温斯克尔*食用海产品中的放射性比较

种类	Cs^{137}(10^{-12}Ci/kg 鲜重)		Ru^{106}(10^{-12}Ci/kg 鲜重)	
	整个沿岸平均	温斯克尔	整个沿岸平均	温斯克尔
鱼	10~30	300~1 000	1~30	300~1 000
虾、蟹	1~10	300~1 000	10~300	1 000~3 000
贝	1~10	1~1 000	10~300	1 000~100 000

注:温斯克尔地区是放射性废污处理倾废区。

在河口环境中,浮游动物和贝类是放射性元素循环中最重要的初级消耗者。鱼类通过腮和细胞组织的吸收或通过食物链富集放射性元素,贝类从海水中滤食含放射性的浮游植物或碎片的同时富集放射性元素,通过实验可知牡蛎具有很高的富集 Zn^{65}的能力,而扇贝对大气降落物中的 Mn^{54}有很高的富集能力。非生物活性的放射性元素,如 Zr^{95}、Nb^{95}、Ru^{106}和 Ce^{144}等,吸附在贝类的壳和表面上,如果这些放射性元素被生物吞食了,它们会在生物体内保留一段时间,有少量的被同化吸收,而具有生物活性的放射性元素,如 Zn^{65}、Mn^{54}、Fe^{59}和 Co^{60}等,则更容易被贝类所同化。

海洋生物对放射性污染物的富集系数按生物的种类、部位及放射性元素的不同而异。表 6-16 介绍了几类食用海产品对 6 种放射性元素的富集系数,从表中不难看出各类海洋生物对不同放射性元素的富集系数有很大差别,如鱼类对 Zn^{65},虾类对 Zn^{65}、Co^{60}、Fe^{55}等的富集系数均超过 1 000 倍以上,但



对 Sr^{90}的浓缩系数仅有 0.1～1。

表 6-16 几种食用水产品对主要放射性元素的富集系数

同位素 富集系数 生物种类	Sr^{90}	Cs^{137}	Zn^{65}	Co^{60}	Fe^{55}	Mn^{54}
鱼类	0.1～0.3	10～20	$3\times10^3-4\times10^3$	28～80	500～3 000	100～300
虾类	0.1～1	10～30	$1\times10^3-4\times10^3$	4×10^3	$1\sim4\times10^3$	800
贝类	0.1～3.2	10	100～1 000	100～800	$1.5\times10^3\sim8\times10^3$	$10^3\sim10^4$
藻类	1～10	10～10	100～1 000	30～60	$2\sim5\times10^3$	$1\sim2\times10^3$

放射性元素对人类危害的大小主要处决于它在水中的溶解度和生物的半排出期(即排出体外一半时所需的时间)。根据同位素的半衰期及它在人体内的聚集部位不同而异。放射性同位素和稳定同位素一样，都通过生化作用参加生物体的代谢循环，如 Sr^{90}和稳定同位素锶一样能富集于骨骼中，破坏造血机能；I^{131}和稳定碘一样富集于甲状腺内，在甲状腺中 I^{131}的允许剂量很低，适当的剂量可用来治病，但超过一定的剂量成为体内的辐射源，就会产生一系列的病变，对人体造成伤害，更严重的要影响遗传系统，具有潜在的巨大危险。

五、有机污染物的分布和转化

污染海洋的有机物可以分为两大类：一类是人工合成的有机物，包括合成有机氯、有机磷和其他有机化工产品；另一类为天然产物，如生物毒素、石油和天然气等。这里着重介绍几种有代表性的有机污染物，如石油、有机农药、有机耗氧物和近几年倍受关注的有机锡。

(一) 石油污染

1. 石油污染的来源和分布

近年通过各种渠道进入海岸带海域的含油污染物日益增加，沿海和海洋油气田、油码头、运输油船、炼油厂和石化厂是主要的污染源。石油在开采、炼制、运输和使用过程中进入海洋环境所造成的污染是较严重的世界范围的海洋污染之一。目前国内外在海上已经建立的石油钻井平台和半潜式平台数以千计，几乎每个平台的周围都有面积巨大的油膜层经久不散。我国渤海湾中自建立石油平台以来，已经对对虾的生产造成很大影响。现在世界各国间的石油运输仍主要靠油轮，一旦在海上发生石油泄漏事件，将大面积的污染海洋。我国每

年发生船舶原油泄漏事件几十起，溢油可达上万吨，而且这些事件大都发生在浅海或陆架区域。据不完全统计，每年由各种途径进入海洋的石油超过了 9×10^6 t，排入中国海的约 2×10^5 t 左右。表 6－17 简单地示意海洋石油污染的主要来源。

表 6－17　海洋石油污染的主要来源

污　染　源		世界范围内石油入海量(10^4 t/a)
工业、民用含油废	沿海工业、民用含油废水	500
	内陆工业、民用含油废水（经河流携带入海）	
	港口设施的石油泄漏	
船舶	船舶海上遇难	50
	航行时的排油、漏油	>90
	违章排泄	10
海洋油气田	井喷事故	100
	随地下水泄漏	
含油废气	工业含油废气的沉降	180
	车辆含油废气的沉降	
	船舶烟筒中排放的未经燃烧的油料	

我国沿海海域水中油含量空间分布趋势大致从沿岸向近海含量逐渐减少，等值线几乎与海岸线平行。据 1995 年监测统计资料，我国四大海区油类浓度均值依次为东海(0.09 mg/L)＞南海(0.06 mg/L)＞黄海(0.05 mg/L)＞渤海(0.04 mg/L)。渤海沿海有辽河、大港和胜利油田，年入渤海石油估计约 1.2×10^4 t(中国海岸带和海涂资源综合调查专业报告集·环境质量调查报告)，由于海流作用将大量油类带入黄海，而渤海油类平均浓度在沿海中最低。对黄海海水中的石油污染情况的研究表明，其北部的石油含量明显高于南部，其中又以胶州湾污染最为严重(含量范围 0.03～0.25 mg/L)，究其原因除了来自沿海港口和海上运输外，特别是来自渤海的石油由北向南迁移的结果；江苏北部沿海海岸平直，多沙洲，缺良港，海水中石油浓度相对较低。东海是各海区石油污染最重的海域，统计资料表明，排入东海的油类年平均为 6×10^4 t 左右，其中以长江口和杭州湾污染最为严重，其石油浓度分别高达0.11 mg/L、

0.12 mg/L(1995年中国近海环境质量年报);自此向南,浙江和福建沿岸逐渐降低,到厦门湾又有所回升,其浓度为0.07 mg/L;南海石油污染仅次于东海,以珠江口污染最为严重(平均浓度约为0.07 mg/L),粤东、粤西沿海、北部湾和海南岛沿海海域油浓度差别不大,但普遍较高。从其季节变化看,渤、黄海油类污染因主要来自沿海油田,所以表现出枯水期高于丰水期和平水期;东、南海油类污染主要来自河流输入,则表现出丰水期明显增高,而枯水期有所降低;海南岛则不同,其油类污染主要来自船舶和港口,因此春、秋海水含油量变化不大。

2. *石油污染的迁移转化*

在海洋石油污染中,最普遍的并对海洋生态系统产生直接危害作用的形式是溶解态的或分散于水体中的石油烃。Lee和Gardner(1978)研究了在受控生态中的几种芳烃的归宿;Wakeham等(1983)和Hinga等(1980)研究了在海洋小宇宙中几种烃类的风化途径;Makay和Leinonen(1975)利用模拟实验研究了水体中烃类的挥发作用;永田进一(1983)和倪纯治等(1983)分别研究了盐度和温度及油含量等因素对微生物降解石油烃的影响;张络平等(1988)研究了海水中溶解态石油烃自然风化的定量模式,并试图解释其风化途径和机理,为更准确地定量估测和预报现场溶解态石油的迁移及其变化规律提供依据。石油中的不同组分在海洋中的降解速率差别很大,以致它们在海洋中的半衰期可以从一天到数月之久的时间内变化。石油入海后首先是进行物理扩散,因海流、潮汐及风力等作用的影响在海面上形成块状和带状油膜。由于石油具有较强的挥发性,在形成大面积油膜的同时发生蒸发、氧化和溶解过程;在波浪、潮汐和海流的作用下,特别是涡流的作用,使石油乳化。乳化作用有两种方式,一种是油包水,另一种是水包油;前者较稳定不易消失,后者不稳定易消失。通过上述一系列过程,一部分石油蒸发进入大气,一部分凝结、吸附在悬浮物表面沉降于海底沉积物中,而大部分在微生物的作用下降解。目前已知的可以直接降解石油烃的微生物有73种,其中细菌39属、真菌19属、酵母菌17个属。图6-6表示的是石油进入海洋中的迁移转化过程(吕炳全等,1997)。其迁移转化速率主要取决于油层的厚度、油水混合情况、水温和光辐射强度。石油的氧化和光化学降解速度较缓慢,降解产物在海洋中的残留时间可从几周到几十年。

(二) 耗氧有机物污染

1. *耗氧有机物的来源及分布*

海洋中的有机物除了由河流输入的工业生活污水外,海洋中生物体分泌、

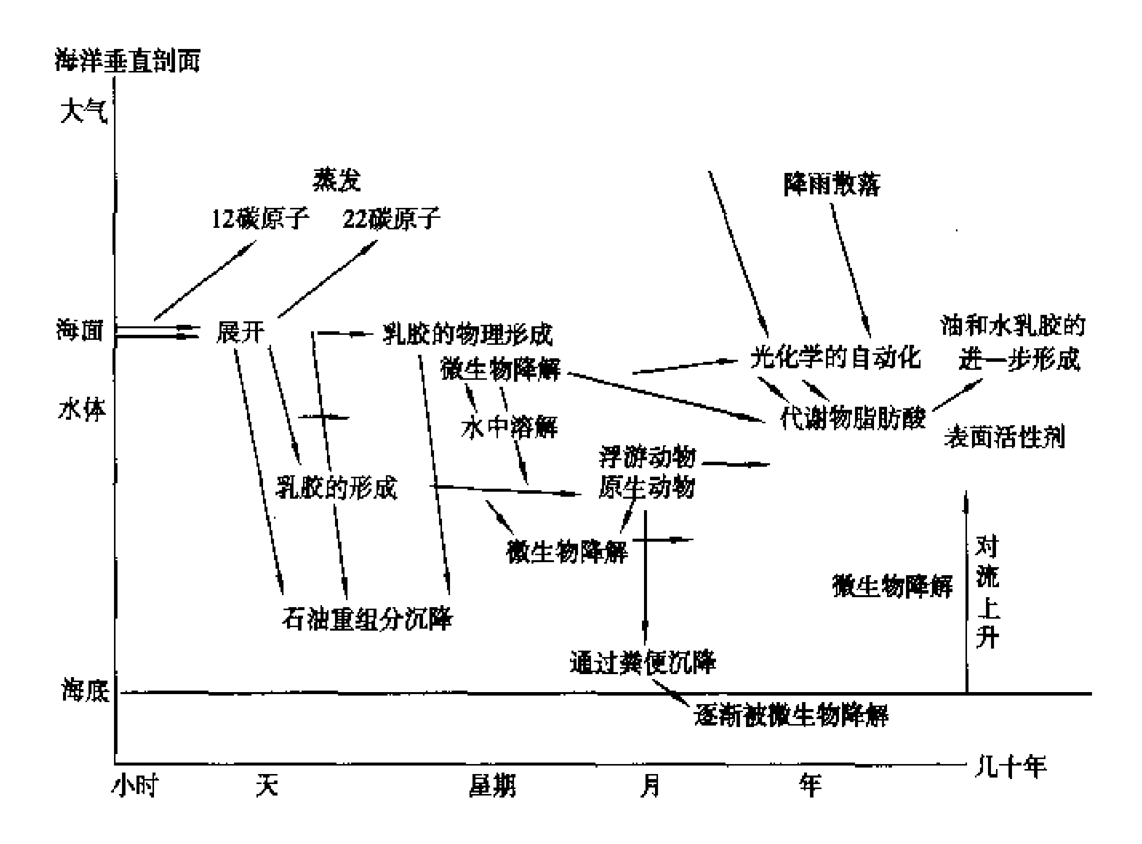


图 6-6　石油入海后的迁移转化过程示意图

排泄等代谢过程的产物和生物体死亡后分解、氧化的产物也是其主要来源,其中对污染物地球化学行为影响较大的是可溶性部分。在河口和近岸海域常用水体中化学耗氧量(COD)和生化耗氧量(BOD)含量来衡量耗氧有机物的含量,耗氧有机物含量的增加能导致水体中的溶解氧降低,从而使水生生物因缺氧而死亡。

近年来我国沿海经济发展很快,尤其是养殖业的发展迅速,大量的有机物随生活污水和养殖废水直接排入近海海域。图 6-7 表示 20 世纪 70 年代末至 80 年代初期渤海湾河口、近岸海域 COD 年平均含量以及南北排污河流的 COD 入海总量和入海径流量的比较(邹景忠

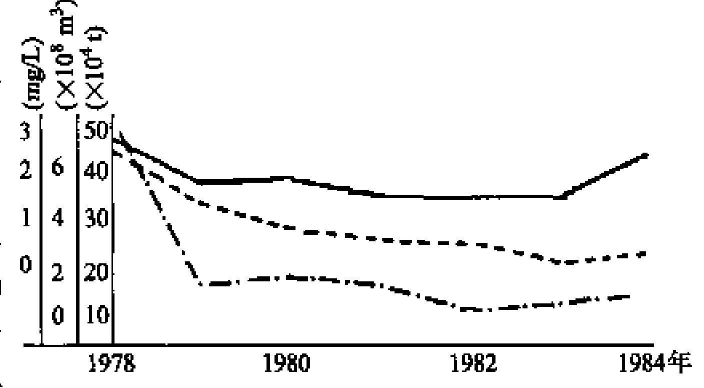


图 6-7　渤海湾河口近岸海域 COD 的年平均值和 COD 入海总量及南北排污河总径流量

——河口近岸海域 COD 年平均值(mg/L)

---- 南北排污河总径流量($\times 10^8$ m^3)

-·-·- 两排污河 COD 年排放总量($\times 10^4$ t)

等,1988)。从图中可以看出三者之间存在一致的变化趋势,自1978年以来随着南北排污河入海径流的逐年减少,两河入海COD总量及河口近岸海域的COD年平均值也有逐年降低的趋势,至1982和1983年达最低值;1984年入海径流量有所增加,海域COD平均值又有回升。由此可见,河口海域有机污染的程度受入海径流的影响很大。

根据1984年对渤海湾西北部海河、永定新河河口和近岸海域海水样品分析结果显示,在上述河流的排污河段和排污口区有机物如COD、BOD等的含量明显高于近岸海域,而溶解氧(DO)低于近岸海域(表6-18),很显然因为入海河流所携带的有机污染物由河口入海后,由于海水的稀释扩散以及生物降解等作用,其浓度必然会骤然消减。

表6-18 渤海湾河口、近岸海域耗氧有机污染物的年含量(mg/L)

项目	大沽河排污口水质		永定新河河口水质		河口近岸海域水质	
	含量范围	年平均值	含量范围	年平均值	含量范围	年平均值
COD	10.1~238.0	59.0	7.6~33.2	17.3	1.0~14.1	2.3
BOD_5	17.1~163.2	63.8	1.5~51.8	15.0	0.1~2.9	0.7
DO	0~4.48	1.58	0~8.43	2.1	4.97~8.65	7.08

2. 耗氧有机物的迁移转化

海洋中的各种矿物质不同程度地吸附海水中的溶解有机物。图6-8为海水中有机物的生物地球化学循环过程。各种有机物经过同化作用、降解作用、矿化作用和沉积作用等过程进行迁移转化和循环。有机污染物中低分子量(小于500)可溶态有机物(L—WMDOM)的迁移能力较强;高分子量(大于5 000)可溶态有机物(H—WMDOM)和胶体有机物类似,较不稳定,容易凝聚或被其他物质吸附而沉降析出;颗粒态有机物(POM)稳定性更差,它们除了小部分降解外,大部分沉降到海底。海水中有机物和金属污染物之间的反应导致加速或阻止金属在海洋环境中的迁移能力;同时它们也是集居于固相表面的微生物和酶的生命活动的能源,有利于生物催化反应的进行,从而降解或加剧金属对环境的危害。这些效应直接或间接地影响了重金属在水体中的停留时间,也就改变了重金属污染物在水体中的半净化期,对海洋水环境的利用和保护有重要意义。

对渤海湾河口、近岸不同海域的COD、BOD_5调查结果进行分析发现,从河流排污口到近岸海域随着污染物流经距离的增加,BOD_5/COD的比值锐

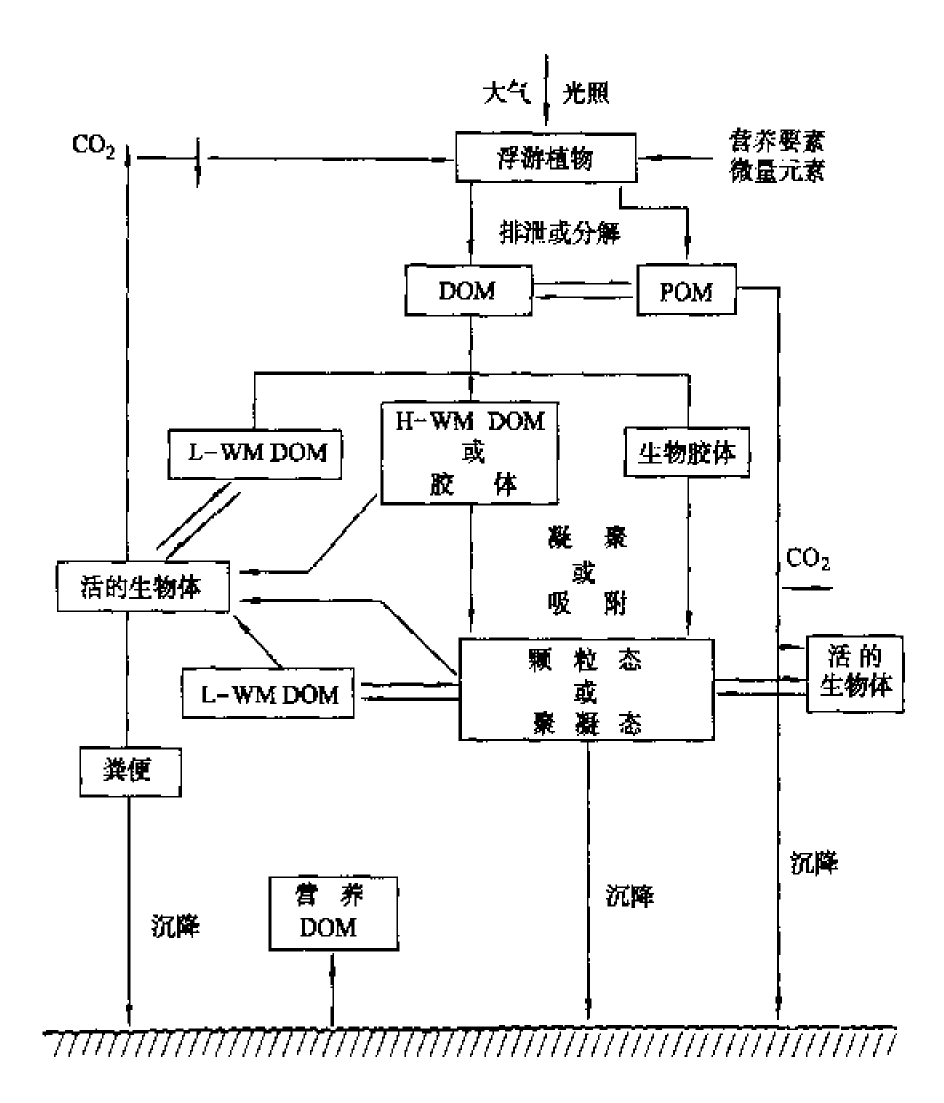


图 6-8 海洋中有机物生物地球化学循环过程(引自 Fowler, 1982)

减,河口内 BOD_5/COD 比值明显高于河口外,这表明河口内的耗氧有机污染物中可生化降解的成分高,进入河口近岸海域后相当一部分有机污染物被生物净化了。

按照河水中耗氧有机物的含量在空间分布上随流程的增加呈负指数方程递减的规律,用以下方程估算渤海湾永定新河河口段中有关站位 BOD_5 和 COD 的自净系数(K):

$$C = C_0 e^{-\kappa d}$$

$$K = \ln(C_0/C)/d$$

式中,C_0 为位于 B 站的上游的 A 站耗氧有机物含量(mg/L);

C 为 B 站耗氧有机物含量(mg/L);

d 为 A 站到 B 站的距离(km)。



计算结果如表6-19所示：

表6-19 渤海湾永定新河河口段内有机物的自净系数

项目 \ K值 \ 月份	5月	8月	10月	平均值
BOD_5	/	0.157	0.168	0.163
COD	0.044	0.020	0.049	0.038

由上表可看出，永定新河河口段内BOD_5的自净系数明显大于COD，其净化速率比COD高。据有关资料报道北京排污河内COD的自净系数$K=0.010$，相比之下永定新河河口段的自净系数较之为高。这是因为永定新河河口段受潮流的影响，其水交换条件和溶解氧的补充要优于北京排污河。

（三）合成有机污染物

全世界每年合成数百种新的化合物，其中大部分是有机物。通过不同途径这些化合物的一部分进入海洋，直接或间接地对海洋环境和生态系统造成影响，尤其是有机农药的大量入海已经给近海海洋环境质量带来很大的危害。我国虽在20世纪80年代就颁布了禁止使用一些农药的法令，但至今仍可在河口与近岸水体和沉积物中检出这些农药的残留。随着农业生产的发展及农作物害虫抗药性的增强，我国每年都要生产和进口许多新的农药用于农业病虫害的防治，由此使大量新的残留农药及其降解产物进入土壤，随降雨和陆源径流最终进入海洋，造成新的污染。

1. 有机农药和多氯联苯(PCBs)等有机污染物的来源及分布

有机农药（有机氯、有机磷）、多氯联苯（PCBs），以及多环芳烃化合物(PAHs)来源于农业废水排放、化工生产、汽车尾气、固体废弃物燃烧等，主要通过河流及大气进入海洋。它们以难降价、三致(致癌、致畸、致突变)而著称。有机氯(DDT，BHC)、或有机磷，以及PCBs和PAHs等皆为人工合成的化合物，在自然界中它们是相当稳定的化合物，易溶于脂中，不会被新陈代谢所破坏，通过食物链中各营养级生物的放大作用，最后富集在高级食肉动物体内。它们随着海流、大气及海洋生物的“传递”作用，可以影响到远离污染源的地方，如人们已在两极的海洋生物中找到了这些污染物，它们会影响某些海洋动物的繁殖。虽然现在这些农药的使用已经受到限制或禁止，但它的影响数十年后才可能彻底消除。

1980—1987年间，曾对我国沿岸海水和沉积物中有机氯杀虫剂污染状况

进行过调查，初步调查结果显示：沿中国海岸线平均每年被施入农田的有机氯杀虫剂大约有 1.7×10^4 t，其中 85%（约 1.4×10^4 t）最后沿河流被携入海洋。有机氯杀虫剂不易溶于水，但极易被悬浮物吸附并最后沉积到底泥中，因此海水中这类物质浓度并不高，平均约为 0.25 μg/L，远低于国家一类海水水质标准；但在沉积物中浓度却较高，平均约为 0.01～0.16 mg/kg。其中在山东到江苏的沿岸海域及广东省沿岸海域海水中有机氯杀虫剂的浓度较高，其他省份沿岸海域海水中有机杀虫剂的浓度较低，并以福建省沿岸海域海水中浓度为最低。表 6－20 给出的是 1980 年对渤海湾海水、底质和生物样中有机氯农药及 PCBs 含量分布的调查情况（古堂秀等，1988）。

表 6－20　ΣBHC、ΣDDT 和 PCBs 在渤海湾海水、底质和生物样中的分布情况

污染物名称	介质 / 测定项目	海水(ng/L)	悬浮物(ng/L)	底质(ng/g)	生物样(毛蚶 ng/g)
ΣBHC	近岸河口平均值	224.76	/	17.6	36.88
	远岸站位平均值	128.54	/	24.64	17.91
	含量范围	55.25～328.25	65.8～109.9	5.58～36.24	14.43～69.51
ΣDDT	近岸河口平均值	2.62	/	0.42	3.23
	远岸站位平均值	1.69	/	0.55	2.53
	含量范围	1.28～5.17	229.2～486	0.27～3.15	1.82～3.73
PCBs	近岸河口平均值	5.01	/	5.01	4.85
	远岸站位平均值	5.02	/	5.04	6.93
	含量范围	3.48～6.67	/	2.17～8.87	4.31～8.80

从上表可以看出，海水中ΣBHC、ΣDDT 的分布特征是从近岸河口向渤海湾中部逐步递减，近岸海水中ΣBHC 平均含量为 224.76 ng/L，ΣDDT 为 2.62 ng/L；远岸海域ΣBHC 的平均值为 128.54 ng/L，ΣDDT 为 1.69 ng/L。由于ΣBHC、ΣDDT 是脂溶性物质，它们主要吸附于悬浮颗粒物上，随河水入海后受海洋环境诸因素（盐度、pH、水动力等）的影响和作用而逐渐沉降到远岸沉积物中，所以它们在底质中的分布与海水中的情况不同，即在近岸河口区的含量小于远岸海域的含量，表现为从河口向外递增，随后又降低的弧形分布。而生物样（毛蚶）中ΣBHC、ΣDDT 的含量表现为近岸高于远岸区域。渤海湾海水中的 PCBs 含量除个别站位稍高外，分布较均匀，其含量水平与其他海湾的报道基本相近。说明渤海湾海水中 PCBs 的含量受河口工业排污的影响不大。生物样（毛蚶）中 PCBs 的含量远岸高于近岸区域，其高含区与沉积

物中 PCBs 含量较高的海区相对应。毛蚶对海水中∑BHC、∑DDT 和 PCBs 的累积系数分别为 $10^2 \sim 3\times10^2$，$1.5\times10^3 \sim 1.8\times10^3$ 和 $8\times10^2 \sim 1.6\times10^3$。而 DDT 的异构体 DDE 在毛蚶的累积系数最大，为 $5\times10^3 \sim 9.8\times10^3$。由于有机氯农药残留物对海洋生物的毒性效应并且在自然界中难以降解，近年来有机磷农药的使用已经越来越广泛，但对其残留物及其衍生物在海洋环境中的分布和行为研究得还较少，应该引起环境工作者的关注。

2. 有机农药和多氯联苯等有机污染物的迁移、转化

有机氯、有机磷农药和多氯联苯等人工合成物质，在环境中和石油一样是不易降解的一类污染物。这些农药大都毒性强、残效长、稳定性高，如 DDT 在环境中要使其毒性成分减少一半需要 10—50 年的时间。我国科研工作者对典型海湾、河口的水质、底质，以及生物的有机物污染情况做了大量的调查研究，建立了系统的调查网络。从渤海湾各种介质中的所测得的 BHC、DDT 和 PCBs 数据表明，陆源污染物主要吸附于无机和有机悬浮颗粒物上，随径流迁移入海后受海洋环境复杂因素的作用而随颗粒物沉降于沉积物中。悬浮体中∑BHC 含量比海水中的含量高出 570 倍，∑DDT 高出 1 275 倍，结果使沉积物中∑BHC 含量高出海水 143 倍，∑DDT 高出 315 倍。残留在海水中的∑BHC、∑DDT 和 PCBs 一部分被生物吸收而积累在生物体内，或被微生物降解，一部分被海水稀释扩散。

研究还发现，虽然渤海湾沿岸、京津地区 BHC 和 DDT 的生产使用量远大于 PCBs，而且 PCBs 的使用多采用封闭式(1982 年以后已停止生产和使用)。然而，在渤海湾三种介质中 PCBs 的含量都大于 DDT 的含量。Thomash, ManghllH.(1973)研究认为，环境中的 DDT 等多氯碳氢化合物受紫外线的照射可以转化为多氯联苯，所以可认为 DDT 等多氯碳氢化合物是 PCBs 的可疑来源之一。而黄海海水中的有机氯杀虫剂主要来源于山东和江苏两省，平水期全海域海水中 HCH 的平均浓度表层为 0.116～0.137 μg/L，底层为 0.098～0.016 μg/L；丰水期全海域海水中 HCH 的平均浓度表层为 0.142～0.253 μg/L，底层为 0.096～0.297 μg/L；枯水期全海域海水中 HCH 的平均浓度表层为 0.123～0.144 μg/L，底层为 0.073～0.189 μg/L。黄海中 HCH 的分布趋势呈现出黄海南部(0.301～0.426 μg/L)高于北部、近岸高于近海的趋势。最低浓度出现在大连湾，最高浓度出现在胶州湾(丰水期可达 0.900～9.000 μg/L)，江苏沿岸海域也较高(丰水期可达 1.5 μg/L，平水期可达 1.6～3.2 μg/L)。据调查每年进入东海海域的有机氯杀虫剂大约为 3.5×10^3 t(其

中由长江携入的达 240 t),近岸海水中 HCH 中浓度为 0.049~0.58 μg/L,近海海域海水中浓度为 0.02~020 μg/L,在长江口和杭州湾 HCH 的浓度较高(0.5~9.8 μg/L)。每年进入南海海域的有机氯杀虫剂大约为 6.5×10^3 t(其中由珠江携入的达 863 t,占全部由河流携入海洋的 71.5%),广东省沿岸海域海水中 HCH 的浓度最高,平均为 1.00 μg/L(0.111~2.260 μg/L),其季节分布为春季和秋季较高,夏季和冬季较低。

1994 年,联合国粮农组织和国际原子能机构组织了全球热带海洋环境中农药的分布、归宿及其生物学效应的国际合作研究计划(简称 CRP),蔡福龙等(1998)对珠江口区 BHC 和 DDT 的行为特征进行了较系统的研究。表 6-21给出的是珠江口区域海水中 BHC 和 DDT 的含量。从表中可以看出表层水 BHC 的含量旱季为雨季的 1.93 倍,底层水为 2.44 倍;表层水 DDT 的含量旱季为雨季的 1.95 倍,底层水为 14.46 倍。在雨季表层和底层 BCH、DDT 的含量没有明显差别,但旱季的差别较大。珠江口沉积物中 BHC 和 DDT 含量分别为 11.07(2.130~24.64) $\times10^{-9}$ g,17.88(4.130~83.84) $\times10^{-9}$ g,它们的分布系数(δ)分别为 291 和 385。海洋生物中 BHC 的含量范围为 0.403 $\times10^{-9}$ g(鲜海带)~8.644 $\times10^{-9}$ g(鲜贻贝),DDT 的含量范围为 1.770 $\times10^{-9}$ g(浮游植物)~207.6 $\times10^{-9}$ g(海鸟)。蔡福龙等(1998)所选择的海洋食物链是由浮游植物、浮游动物、海藻(死亡后分解为有机碎屑)、贝类、甲壳类、鱼类和海鸟等生物组成。实验结果显示,滤食类贻贝和处于最高营养级的海鸟对 BHC 的累积能力最强。DDT 在海洋食物链中的传播更典型,随着食物链营养级的提高其积累 DDT 的能力也提高。表 6-22 是以两个季节和两个层次海水 BCH、DDT 的平均值(0.038 μg/L、0.046 5 μg/L)为基数,计算各种海洋生物可食部分的富集系数。但对于大多数海洋生物有机氯农药在不可食部分的分布高于可食部分。

表 6-21 珠江口区海水中 BHC 和 DDT 的含量(μg/L)

层次	雨季		旱季	
	BHC	DDT	BHC	DDT
表层	0.045(0.021~0.084)	0.041(ND~0.086)	0.087(0.057~0.156)	0.080(ND~0.263)
底层	0.048(0.028~0.085)	0.035(0.010~0.072)	0.117(0.036~0.305)	0.506(ND~1.221)

表 6-22 珠江口区域各种生物可食部分 BHC 和 DDT 的富集系数

海洋生物	BHC	DDT	海洋生物	BHC	DDT
浮游植物	50	38	文蛤(*Mactra*)	3.161	8.54
浮游动物	40	94	对虾	2.396	70.13
马尾藻(*Sargussum*)	37	161	梅童鱼(*Collichthys*)	1.244	72.63
海带(*Laminaria*)	11	213	鳎(*Soleidae*)	11.56	96.05
贻贝	66	1338	海马	8.507	207.6

珠江口海域 BHC 和 DDT 的分布特征说明,在雨季海水中的 BHC 和 DDT 被海水稀释了,在各种水动力的作用下表层和底层之间农药的含量混合得较均匀,而沉积物中 BHC 的含量在两个季节类似,DDT 的含量雨季仅为旱季的 8.7%。证明目前滞留于珠江口海区的 BHC 和 DDT 不是来自珠江的大陆径流,而是沉积物受到水动力的搅动再悬浮的结果。因为在 1955—1985 年间,在广东海岸带使用的有机氯农药每年为 31 862 t,广东几条大河流的年入海通量为 863.2 t,其中珠江的年入海通量占 97.5%,日积月累使早年使用的有机氯农药沉积在珠江口的沉积物中。

值得指出的是,近十几年来随着 DDT、六六六等有机氯农药停止生产,有机磷农药的使用品种和数量已远远超过有机氯农药。虽然其在环境中的残留时间较短,但对水生生物毒性大,我国沿海每年雨季因有机磷农药污染造成鱼、虾死亡事故时有发生,对水产养殖业健康持续的发展构成严重威胁。

(四) 有机锡污染

锡是我国丰产元素,有机锡化合物是目前种类最多的金属有机化合物之一,可以作为防污涂料、杀虫剂、防腐剂和聚氯乙烯稳定剂等被广泛应用于工业、农业、化工、交通、卫生等各个领域。有机锡农药和防污涂料是水环境中有机锡的主要来源,对多种生物都有不同程度的毒害作用。迄今为止,有机锡化合物被认为是人为引入海洋的毒性最大的物质之一。从 80 年代中期以来,相继在世界各地的海水、海洋底泥、海洋生物、河水、城市污水中证实了有机锡化合物的存在。例如,英国调查资料证实某些海湾中的成年和幼年牡蛎体内已有有机锡的累积(Ebdon L., et al., 1989);瑞士在苏黎士污水处理厂的市政污水和活性污泥中发现了甲基锡和丁基锡,并研究了它们随污水处理过程的变化(Fent K., et al., 1991);我国天津新港和大连湾都发现有机锡的污染,最近在海河河口地区也证实存在有机锡的污染(戴树桂等, 1987; DaiShugui, et

al.,1995)。

丁基锡和甲基锡及苯基锡都表现出一定的毒性,作为涂料活性成分的三丁基锡(TBT)在驱逐或杀死管虫、藤壶、贻贝等船体粘附生物的同时,也对牡蛎等非目标生物构成威胁(Huggett, 1992)。三烃基取代的有机锡化合物(R_3SnX)对贝类毒性特别强,且可以在鱼贝中富集,间接对人体健康产生危害。近年世界各国开始广泛关注有机锡化合物可能导致的环境效应及其污染控制工作的研究(周名江,1994)。

对环境中有机锡的分析研究表明,三取代的丁基锡和苯基锡对水生生物的毒性最大(Blunden, 1986)。因此在海洋环境中,最受重视的是三取代有机锡的浓度。

在研究过程中,有机锡污染物的分析技术取得了明显的进步,先后建立了多种痕量有机锡的分析方法,包括氢化物衍生—沸点分离—原子吸收检测法、氢化物衍生—气相色谱分离—原子吸收检测法、有机溶剂萃取—格氏试剂衍生—气相色谱分离—质谱检测法等等(Michel, 1987; Muller, 1987; Matthias, 1986; Wade, 1990),通过这些方法可以对环境中有机锡的种类和含量进行分离、分析。但是,所有这些方法都存在操作复杂、设备昂贵等缺点,使得分析方法难以普及。中科院海洋所于仁诚等(1999)在现有资料的基础上,优化了沉积物中有机锡和总锡的石墨炉原子吸收分析方法,对实验过程中的一些条件、改进剂类型等进行了研究探讨,优化后方法的检出限为 2.45 μg/L(TPT—Sn),特征浓度为 4.822 45 μg/L(TPT—Sn),进一步完善了原子吸收光谱法对有机锡的分析技术,使该方法具有操作简便、花费少等优点,同时又能满足对沉积物中有机锡分析的要求。在一定的优化实验条件下采用盐酸酸化—正己烷萃取—氢氧化钠回洗—硝酸氧化的预处理方法,可以使沉积物样品中三苯基氯化锡(Triphenyltin, TPT)的检出限达到 41 ng/g(TPT—锡),回收率为106%,并应用这一方法对野外模拟实验和黄岛电厂出水口的沉积物样品进行了分析,结果表明黄岛电厂出水口的沉积物三取代有机锡和总锡的含量已经接近野外模拟实验中轻污染区的浓度,说明有机锡化合物有可能积累在沉积物中,对可能导致的生物和生态效应,还需要进一步的研究和评价。对青岛大港、小港、船舶码头、黄岛电厂出水口、薛家岛养殖海域等几处的水样进行三取代有机锡的测定,分析结果大多在检出限左右,说明以上区域还没有明显的有机锡污染;但大港、小港海水中有机锡含量高于其他海域,应予以重视。对野外实验的生物群落结构分析发现,在污染区内生物群落结构与对照组相比有明显变化,对有机锡敏感的贝类生物量下降,而抗性较强的生物种类,如多毛

类等的生物量则逐年上升;同时污染区与对照区相比幼体数量明显减少,高污染区则没有幼体存在(TianYan,1994)。近年来在对世界各地区沉积物有机锡的分析中发现,沉积物中TBT的含量如果长期处于十到数百纳克[每克干重的量级时,可能会导致底栖生态系统的破坏(de Mora,1989)]。

通常水体中有机锡的分布是不均匀的,同时降解速率也较快,半衰期只有几天到几周。而值得注意的是,水体的中有机锡一旦进入沉积物,其降解速度将大大降低,因而可以长期存在于沉积物中,有可能对底栖生态系统造成毒性效应(Meador,1997)。同时,由于沉积物中有机锡的缓慢降解,对沉积物的纵向取样分析有助于了解历史上各个时间点有机锡的污染状况(de Mora,1989)。1980年,盛产牡蛎的法国大西洋沿岸牡蛎大量死亡,后来在生物体内检出有剧毒的有机锡,于是采取措施禁止或限制有机锡的使用。英、法等国家立法限制有机锡的使用后,相关的调查表明水体中的有机锡浓度比以往有明显下降(Evans,1995)。

第二节 海洋沉积物环境地球化学[①]

在海洋环境保护科学研究中,人们对沉积物研究的重要性的认识日异增高,沉积物环境地球化学问题已成为海洋环境科学的重要研究前沿。沉积物既是污染物的载体,又是潜在的污染源。与水介质比较起来沉积物的污染及其效应有以下特点:一是,富集性。绝大多数污染物(无机物或有机物)与颗粒物的亲和力远大于水介质本身,因此沉积物中污染物的浓度一般都高于水中浓度的数个数量级以上,特别是一些高毒性污染物几乎都优先在沉积物和生物体中积累。二是,有序和稳定性。污染物随沉积颗粒连续沉降堆积于海底的结果,使污染物在沉积层中的分布具有时空上的有序性和相对稳定性。因此,沉积物不仅可提供一相对较长时间内水环境受污染的平均状况,尤其可以通过沉积层垂向剖面的研究来揭示自然背景水平,以及水体受污染和环境质量演变的历史记录。三是,潜源性。总体上说沉积物是污染物的载体,是汇;然而,一方面这些污染物会直接或间接地危害底栖生物,另一方面在一定的条件下沉积物中的部分污染物会重新释放至水中或通过食物链进一步富集,成为潜在的污染源。四是,难修复性。沉积物一旦受污染或质量退化其治理和恢复的难度极大。沉积环境是一个多介质多组分受多种动力学因素制约的综合体,对沉积物的研究也就包含了一系列越来越复杂的程序,而其中每一步骤

① 本节作者:吴景阳。

又利用了其他步骤提供的资料以获取进一步的信息。作为海洋环境保护科学的基础研究，对于沉积物环境研究应注意以下五方面问题的研究进展，而这几方面的问题又往往是相互关联和交错在一起的：沉积物的组分、特性和分异作用；沉积物背景值及玷污程度的判别；污染物的存在形态；污染物在沉积物—水界面间的交换；沉积物环境质量基准研究。其中沉积物的组分、特性和分化作用属现代海洋沉积学研究的范畴，然而从宏观上来看环境污染无非是人为排放的污染物质在自然运动中的物质上的叠加物、海洋沉积物中污染物的聚散、迁移转化受控于现代海洋沉积作用的自然属性和规律。

一、海洋沉积物的主要组分和特性

(一) 沉积物粒度组分

海洋沉积物中的颗粒物是非常复杂的非均质有机—无机复合体。影响沉积物中污染物聚散的因素包括有物理因素(如粒度组成、比表面等)和化学因素(如有机质、pH、Eh 等)，但对于大多数污染物来说，粒度是其最主要的控制因素。因为粒度的差异中也包含了沉积物的矿物组成、化学组成及其他一些物理参数的差异。

1. 粒级的划分和沉积物的分类

目前对沉积物粒级的划分方法有两大类，一是采用真数，即以毫米或微米为单位来表示粒度直径；另一种是采用粒径的对数值表示，目前使用的 Φ 值是尤登—温德华(Uddon－Wentworth)粒级标准，通过对数换算而来，定义为 $\phi=-\log2d$。(式中 d 是颗粒直径，单位毫米)温德华粒级划分与 ϕ 值关系见表 6－23。对于浅海而言，沉积物主要是陆源物质，沉积物分布规律取决于粒径的大小和水动力条件。就我国浅海属性而言，以粒度构成进行沉积物分类是合理而可行的(秦蕴珊，1963)。1959 年，全国海洋普查采用粒度真数，十进制粒度划分和以平均直径(dm)为基础的沉积物分类命名方案。1975 年制定的全国海洋地质调查规范，采用 ϕ 粒级和以优势粒组方法的分类命名方案。1992 年制定的新的海洋地质调查规范，采用 ϕ 粒级和以谢帕德三角图解(图 6－9)为基础的沉积物分类命名方案，这和国际上目前大多数国家采用的方案是一致的。

2. 粒度参数及计算

除了用粒度分类来命名沉积物的粒度组成特点外，还常用一些参数来描述沉积物粒度组成的特征，如平均粒径、分选系数等，计算这些参数采用的福克和沃德公式如下：



表 6－23　等比制(ϕ 值标准)粒级分类表

粒组类型	粒级名称		粒径范围		$\phi=-\log 2d$		代号
	简分法	细分法	mm	μm	d	ϕ	
岩块(R)	岩块(漂砾)	岩块	＞256		256	－8	R
砾石(G)	砾石	粗砾	256～128		128	－7	CG
			128～64		64	－6	
		中砾	64～32		32	－5	MG
			32～16		16	－4	
			16～8		8	－3	
		细砾	8～4		4	－2	FG
			4～2		2	－1	
砂(S)	粗砂	极粗砂	2～1	2 000～1 000	1	0	VCS
		粗砂	1～0.5	1000～500	1/2	1	CS
	中砂	中砂	0.5～0.25	500～250	1/4	2	MS
	细砂	细砂	0.25～0.125	250～125	1/8	3	FS
		极细砂	0.125～0.063	125～63	1/16	4	VFS
粗砂(T)	粗粉砂	粗粉砂	0.063～0.032	63～32	1/32	5	CT
		中粉砂	0.032～0.016	32～16	1/64	6	MT
	细粉砂	细粉砂	0.016～0.008	16～8	1/128	7	FT
		极细粉砂	0.008～0.004	8～4	1/256	8	VFT
粘土(泥)(Y)	粘土	粗粘土	0.004～0.002	4～2	1/512	9	CY
			0.002～0.001	2～1	1/1024	10	
		细粘土	＜0.001	＜1	1/2048	＞11	FY

$$M_z=\frac{\phi_{16}+\phi_{50}+\phi_{84}}{3}$$

$$\sigma_i=\frac{\phi_{84}-\phi_{16}}{4}+\frac{\phi_{95}-\phi_5}{6.6}$$

$$S_{ki}=\frac{\phi_{16}+\phi_{84}-2\phi_{50}}{2(\phi_{84}-\phi_{16})}+\frac{\phi_5+\phi_{95}-2\phi_{50}}{2(\phi_{95}-\phi_5)}$$

$$K_g=\frac{\phi_{95}-\phi_5}{2.44(\phi_{75}-\phi_{25})}$$

式中，M_z 为平均粒径(mm)；

σ_i 为分选系数；

S_{xi}为偏度；

K_g 为峰态；

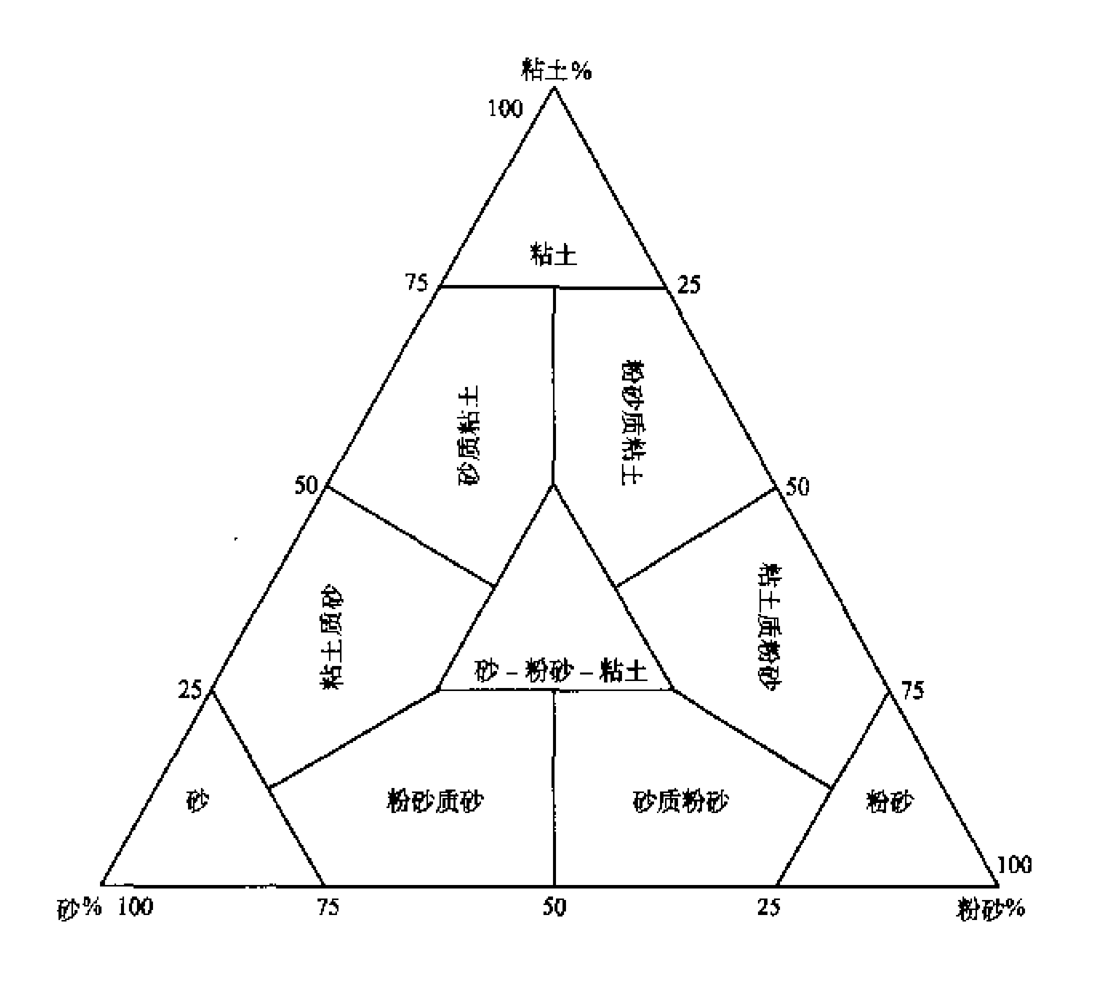


图 6－9

ϕ_{16}、ϕ_{50}……为概率累积曲线上第十六、第五十……百分数所对应的 ϕ 值粒径，(mm)。

沉积物分选程度的好坏，则可按表 6－24 划分。

表 6－24　分选程度等级表

分选等级	$\sigma_i(\phi)$	分选等级	$\sigma_i(\phi)$
分选极好	＜0.35	分选差	1.00～2.00
分选好	0.35～0.50	分选很差	2.00～4.00
分选较好	0.50～0.71	分选极差	＞4.00
分选中等	0.71～1.00		

粒度分布曲线峰值位于平均值之左称正偏态，位于平均值之右为负偏态。正态分布曲线的峰态为 1.00。正态分布曲线平缓，称为低峰态，反之，称尖峰态。

此外，在沉积环境地球化学研究中，还常用沉积物中粘土粒级的百分含量或粉砂粒级以下(如小于 63 μm)的颗粒含量来作为对比参数。



(二) 沉积物的矿物组分

浅海陆架沉积物中的矿物一般可分为三大类。

1. 碎屑矿物

一般把粘土粒径以上的矿物称为碎屑矿物。它们主要来自陆地风化剥蚀的产物,少数也可以来自海底侵蚀和火山喷发物。碎屑矿物又以比重2.88为界,分为重矿物和轻矿物。轻矿物种类少、含量高(可达百分之九十几)、分布广,主要是斜长石、石英、钾长石,含量相对较少的还有方解石、绿泥石、白云母。重矿物种类多,含量少(一般为百分之几),其中角闪石、绿帘石最多;稳定矿物有石榴子石、锆石、榍石、磷石灰、电气石等,主要富集在砂质沉积中;金属矿物有钛铁矿、磁铁矿、赤铁矿、褐铁矿,含量和分布不均;片状矿物主要是云母(包括轻矿物白云母),多分布在近岸河口泥质沉积区。

2. 粘土矿物

粘土矿物是颗粒极细(一般小于2 μm)的含水层状矿物。我国近海的粘土矿物为伊利石、绿泥石、高岭石、蒙脱石四种;伊利石百分含量占绝对优势。粘土矿物的结构是由硅氧四面体和铝氧八面体的层片组成,按组成结晶时这两种层片比例的不同,粘土矿物通常分为1:1型(如高岭石)和2:1型(如伊利石)。后者由于不等价离子的同晶替代而带有负电荷有膨胀性,有更大的比表面和较高的阳离子代换量,吸附能力强,可大量吸收钾进入晶格中(但不吸收钠)。它们也吸附带有多电荷并具有活性的离子。海洋中粘土矿物的成因较复杂,但一般认为近海粘土矿物都是陆地风化产物,经河流、风力搬运入海后沉积到海底形成。

3. 自生矿物

我国海洋矿物学研究者,在近海发现和研究的再生矿物主要是海绿石和黄铁矿。再生海绿石是一种高铁、高硅、低铝、低钾的含水硅酸盐矿物,具有云母型结构,并是无序混层的矿物。一般认为,中国陆架的海绿石的成因多为由含有机质的粘土团粒与黑云母经过海绿石化作用形成。有趣的是,海绿石最终富集于粗粒沉积物(粗砂、粗中砂与混合砂)中,因此一些学者把它作为一种判别残留沉积的标志。自生黄铁矿则主要出现在泥质沉积区,化学组成主要为硫铁矿,形成于富含有机质、氧化还原电位 $Eh<100\ mV$、$Fe^{3+}/Fe^{2+}<1$的还原环境中。

除此而外,在细粒海洋沉积物中还较普遍地存在着从无定形(非晶态)到一定程度晶质态的氧化铁、锰、铝和硅胶类矿物质。这些氧化物一般都具有不同水化和羟基化程度。非晶态矿物主要是呈胶膜状态,包裹于土粒表面(如水

含氧化铁、铝及硅等),也有的是粒状凝胶形成的极细颗粒。无定形氧化物具有巨大的比表面和较高的化学活性,在重金属等化学物质的吸附中起重要作用。

海洋沉积物中常见矿物的化学组成见表6-25。

表6-25 海洋沉积物中常见矿物的化学组成

矿物	化学组成
石英	SiO_2
钠斜长石	$NaAlSi_3O_8$
钙斜长石	$CaAl_2Si_2O_8$
钾长石	$KAlSi_3O_8$
白云母	$K(Si_3Al)Al_2O_{10}(OH)_2$
黑云母	$K(Si_3Al)(Mg, Fe^{II})_3O_{10}(OH)_2$
角闪石	$(Ca, Na)_2(Mg, Fe, Al)_5(Si, Al)_8O_{22}(OH)_2$
绿帘石	$Ca(Al, Fe)_3Si_3O_{12}[ON]$
绿泥石	$(AlSi_3)AlMg_5O_{10}(OH)_8$
方解石	$CaCO_3$
伊利石	$KAl_3Si_3O_{10}(OH)_2$
高岭石	$Al_2Si_2O_5(OH)_4$
蒙脱石	$Al_2Si_4O_{10}(OH)_2 \cdot XH_2O$

(三)沉积物的化学组成及特征

概括地说,海洋沉积物是由无机矿物质、有机物、水和少量气体组成。

1. 沉积物无机元素组成

表6-26列出海洋沉积物及某些大陆物质的元素组成。

表6-26 海洋沉积物及某些大陆物质的元素组成(μg/g)

元素	大陆地壳	大陆土壤	河流颗粒物	地壳尘土	近岸淤泥	深海粘土	深海碳酸盐
Ag	0.07	0.05	0.07	—	—	0.1	0.0X
Al	69 300	71 000	94 000	82 000	84 000	95 000	20 000



(续表)

元素	大陆地壳	大陆土壤	河流颗粒物	地壳尘土	近岸淤泥	深海粘土	深海碳酸盐
As	7.9	6	5	—	5	13	1.0
Au	0.01	0.001	0.05	—	—	0.003	0.00X
B	65	10	70	—	—	220	55
Ba	445	500	600	—	—	1 500	190
Br	4	10	5	—	—	100	70
Ca	45 000	15 000	21 500	—	29 000	10 000	312 400
Cd	0.2	0.35	(1)	—	—	0.23	0.23
Ce	86	50	95	—	—	100	35
Co	13	8	20	23	13	55	7
Cr	71	70	100	79	60	100	11
Cs	3.6	4	6	—	—	5	0.4
Cu	32	30	100	47	56	200	50
Er	3.7	2	(3)	—	—	2.7	1.5
Eu	1.2	1	1.5	—	—	1.5	0.6
Fe	35 000	40 000	48 000	48 000	65 000	60 000	9 000
Ga	16	20	25	—	—	20	13
Ge	1.5	×	—	—	—	1.2	0.1
Gd	6.5	4	(5)	—	—	7.8	3.8
Hf	5	—	6	—	—	4.5	0.41
Ho	1.6	0.6	(1)	—	—	1.0	0.8
In	0.1	—	—	—	—	0.08	0.02
K	24 000	14 000	20 000	20 000	25 000	28 000	2 900
La	41	40	45	—	—	45	10
Li	42	25	25	—	79	45	5
Lu	0.45	0.40	0.50	—	—	0.50	0.50
Mg	16 400	5 000	11 800	—	21 000	18 000	—
Mn	720	1 000	1 050	865	850	6 000	1 000

（续表）

元素	大陆地壳	大陆土壤	河流颗粒物	地壳尘土	近岸淤泥	深海粘土	深海碳酸盐
Mo	1.7	1.2	3	1.8	1	8	3
Na	14 200	5 000	5 300	5 100	40 000	40 000	20 000
Nd	37	35	35	—	—	40	14
Ni	49	50	90	73	35	200	35
P	610	800	1150	—	550	1 400	350
Pb	16	35	100	52	22	200	9
Pr	9.6	—	(8)	—	—	9	3.3
Rb	112	150	100	—	—	110	10
Se	0.05	0.01	—	—	—	4.5	0.5
Sb	0.9	1	2.5	—	—	0.8	0.15
Sc	10	7	18	—	12	20	2
Si	275 000	330 000	285 000	—	250 000	283 000	32 000
Sm	7.1	4.5	7.0	—	—	7.0	3.8
Sn	2	(0.1)	—	—	2	1.5	0.X
Sr	278	250	150	—	160	250	2 000
Ta	0.8	2	1.2	—	—	1	0.0X
Tb	1.05	0.7	1	—	—	1	0.6
Th	9.3	9	14	—	—	10	—
Ti	3 800	5 000	5 600	5 700	5 000	5 700	770
Tm	0.5	0.6	(0.4)	—	—	0.4	0.1
U	3	2	3	—	—	2	—
V	97	90	170	120	145	150	20
Y	33	40	30	—	—	32	42
Yb	3.5	—	3.5	—	—	3	1.5
Zn	127	90	250	75	92	120	35
Zr	165	300	—	—	240	150	20

引自 Chester.R.1990.



表 6－27 列出了我国近海沉积物中元素丰度值及其在不同粒径沉积物中

表 6－27　中国浅海沉积物中元素的丰度与不同粒度沉积物中的平均含量(μg/g)*

元素	丰度	砂	粉砂	泥	元素	丰度	砂	粉砂	泥
Li	38	26	38	58	Y	22	18	22	26
Be	2.0	1.6	2.0	2.5	Zr	210	194	262	209
B	58	43	61	77	Nb	14	11	14	17
C	1.66	1.81	1.59	1.58	Mo	0.5	0.4	0.6	0.7
N	620	431	328	910	Ag	63	54	66	76
F	480	365	477	633	Cd	0.065	0.056	0.066	0.098
Na	1.48	1.22	1.57	1.64	In	0.09	0.08	0.09	0.10
Mg	1.10	0.85	1.10	1.41	Sn	3.0	2.8	3.0	3.8
Al	5.87	3.84	5.81	7.88	Sb	0.5	0.4	0.5	0.8
Si	29.22	31.20	29.59	26.22	Te	0.04	0.03	0.0	40.05
P	500	419	495	574	I	18	11	23	25
S	510	358	484	816	Cs	6.3	3.7	6.4	10.2
Cl	0.34	0.28	0.33	0.45	Ba	412	371	409	440
K	1.93	1.60	1.99	2.26	La	33	27	34	40
Ca	3.79	4.74	3.17	2.61	Ce	67	53	69	79
Sc	10	7	9	14	Nd	29	23	29	34
Ti	0.35	0.25	0.35	0.46	Sm	5.6	4.5	5.8	6.6
V	70	48	68	97	Eu	1.0	0.8	1.1	1.2
Cr	60	42	60	77	Tb	0.73	0.58	0.74	0.89
Mn	530	465	540	680	Yb	2.2	1.8	2.3	2.7
Fe	3.10	2.37	2.90	4.10	Lu	0.34	0.26	0.36	0.42
Co	12	8	11	14	Hf	6.0	5.4	7.2	5.7
Ni	24	17	23	34	Ta	1.0	0.8	1.0	1.2
Cu	15	8	15	27	W	1.5	1.2	1.5	2.2

(续表)

元素	丰度	砂	粉砂	泥	元素	丰度	砂	粉砂	泥
Zn	65	45	62	92	Au	1.1	0.7	1.1	1.3
Ga	14	10	14	18	Hg	25	18	27	41
As	7.7	6.7	7.3	11.2	Pb	2018	19	24	
Se	0.15	0.11	0.14	0.18	Bi	0.33	0.21	0.30	0.53
Br	15	11	15	24	Th	11.5	8.8	11.7	14.7
Rb	96	74	97	127	U	1.9	1.6	1.9	2.3
Sr	230	314	222	163					

* C、Na、Mg、Al、Si、Cl、K、Ca、Ti、Fe 的丰度以%表示;Ag、Au、Hg 以 ng/g 表示。

(引自赵一阳等,1994)

的平均含量。可以看出,海洋沉积物中的重要化学元素的组成,主要取决于沉积物的矿物组成。除某些海区存在着富钙的生物沉积外,对于近海来说,也就是取决于陆源碎屑矿物和粘土矿物。硅是大多数海洋沉积物中含量最高的元素,特别是在中粗粒级沉积物(砂)中,硅的含量可达 50%~90%。随粒度的减小,硅的含量也降低。铝是构成铝硅酸盐和粘土矿物中的主要元素,因此它在沉积物中往往是含量仅次于硅的元素。铝在沉积物中的含量随粒度的减小而增高(与硅的分布相反),在粘土矿物中的含量最高。由于铝的这种性质,环境地球化学工作者常用它作为参比元素来进行粒度校正,研究沉积物中微量元素的变异。因为在以陆源碎屑为主的海洋沉积物中,绝大多数微量元素的含量都与铝的含量存在着明显的正相关关系,都富集在细粒沉积物中,且铝在沉积环境中又是相当保守的元素,它稳定地存在于颗粒物中。碎屑和粘土矿物组成中普遍含有钙、钾、钠、镁;这些元素也构成沉积物的重要成分。岩芯研究表明,沉积岩中非碳酸盐的钙含量一般都小于或等于 0.25%。而海洋沉积物中常含有生物化学成因的碳酸钙及陆源碳酸钙碎屑。由于碳酸盐沉积物中,除钙、镁等元素外,其他在陆源碎屑沉积物中的常量和微量元素都极低,因此地球化学工作者在比较沉积物中化学成分的变化时,常要进行碳酸盐校正。铁(锰)也是沉积物中主要的化学元素,除碎屑矿物中普遍含有铁(锰)外,海底沉积物中还存在不同水合程度的铁、锰氧化物。沉积环境中的铁、锰有不同的价态,例如常用沉积物中的三价铁(Fe^{3+})和二价铁(Fe^{2+})的比值来表述沉积物的氧化还原环境。在缺氧海区也可形成 Fe^{2+} 的硫化物沉淀,同时会吸附能



形成不溶硫化物的其他金属。

2. 有机物组成

各种各样的混合物构成了海洋沉积物的有机物质，这些混合物包括了沉积物及间隙水中的生物量，由水中沉降的生物碎屑、生物排泄物，不同降解程度的动植物和微生物的成分，以及腐殖质。有机组分主要由碳、氢、氮、磷、硫、氧等元素组成。海洋沉积物调查研究中常用有机碳的含量来表达沉积物中有机组分的丰度。海洋腐殖质是海洋沉积物中有机物的主要组成部分，它是一类含有芳香结构和多种活性官能团并聚合有难分解的肽类、脂肪酸和糖类的比较稳定的大分子聚合物。

海洋沉积物中有机物质的含量取决于沉积物的来源和沉积环境。表6-28是对世界各类环境海域分类统计得到的不同类型沉积物中有机碳的平均含量。

表6-28 世界不同环境类型海域沉积物中有机碳含量(%)

环境类型	峡湾	河口	陆架	冲积扇
有机碳含量	7.83	1.84	1.20	0.62

注：据 Romankevich, 1984。

我国浅海沉积物多来源于以河为主的陆源颗粒物，而大河又以多泥沙而贫有机物著称。因此，我国浅海沉积物有机碳的丰度只相当于上述分类中冲积扇的水平。根据中国科学院海洋研究所地质室50—60年代的调查资料统计(吴景阳，1988)，得到我国海域有机碳、全氮和总磷的平均含量如表6-29。

表6-29 我国海域沉积物中某些有机组合量(%)

组　分	渤　海	黄　海	东　海	南　海
有机碳	0.52	0.57	0.54	0.72
全　氮	0.08	0.11	0.09	0.11
全　磷	0.05	0.048	0.051	0.04

有机物质的分布亦趋向于富集在细粒沉积物中。沉积物中的有机物，如腐殖质，常呈薄膜包裹在无机胶体表面。这些有机物尽管在沉积物中所占的比例很小，但由于其具有多种官能团，如羧基、羟基、甲氧基、酚羟基和醇羟基及氨基等，对沉积物的理化性质和沉积物中若干化学反应有相当大的影响。

海洋沉积物及其间隙水中的微生物是沉积物中的重要生物，海洋细菌是海洋微生物中分布最广、数量最大的一类生物，海洋中有自养和异养、好氧和厌氧、寄生和腐生等类型的细菌。在陆架沉积物中，芽孢杆菌属最为常见。底

泥中的细菌密度一般较海水中大,泥质底泥中的细菌密度一般高于沙质底泥。在每克底泥中细菌数量约在 $10^2 \sim 10^3$ 个之间,高的可达到 10^6 个以上。海洋细菌在元素的地球化学循环、污染物和毒物的降解、沉积物的成岩作用中起着重要的作用。

二、海洋沉积物质的分异作用

(一)海洋沉积物质的来源

概括地说,海洋沉积物有以下来源:陆源碎屑、海洋生物、海洋化学沉积、海底风化作用、海底火山作用和宇宙物质等。对于大陆近岸和近海来说,陆源碎屑是最主要的海洋沉积物的来源;其次是生物和化学沉积。

据统计,每年从陆地剥蚀、侵蚀的岩成物,输运至海洋中构成沉积物的总量为 2×10^{10} t,其中河流带去的达 1.77×10^{10} t,海岸侵蚀的约 5×10^8 t,这两项陆源碎屑的绝大部分堆积在滨岸和浅海陆架区,堆积成三角洲和沿岸河堤等,只有少量悬移组分能进入深海区。另有 1.6×10^9 t 风尘物质,通过大气从大陆搬运至海洋沉积。此外,在高纬地带有冰筏沉积物,冰山和冰块中的陆源碎屑在冰融化后便沉入海底。

生源颗粒物是发生在海洋的生物过程产生的。海洋生物主要生活在浅海和陆架海域,每年海洋生物总生产量约 1.5×10^{10} t,生活在底质中的生物群及生物死亡后其尸体、骨骼和壳体等均可构造海洋沉积的一部分。在陆源岩成硅质碎屑沉积物缺乏或陆源碎屑沉积速率较低的某些浅海区,钙质生物大量繁殖,便会出现碳酸盐沉积,包括珊瑚礁在内的浅海碳酸盐沉积是现代海洋中的一类特殊沉积。

在陆源碎屑沉积发育的河口等近岸海域,化学沉积的量虽然相对甚微,但在淡咸水混合带、在水相生成的颗粒物、如 Fe 和其他水合金属,氧化物沉淀以及腐殖质聚体的形成,可对某些微量元素及污染物的迁移和从水中清除的过程起着重要的作用。

(二)中国近海沉积物的主要来源

我国的渤、黄、东海地处温带,有众多河流入海,且河流的含沙量偏高,表6-30列出这三个海区主要入海河流输水量和输沙量,其中黄河年输入泥沙达 1×10^9 t,长江近 5×10^8 t。南海属西太平洋较大的一个热带边缘海,其中,除大陆架区约占一半面积外,其余为深海和半深海。珠江年输入南海泥沙亦近 1×10^8 t。可见,我国近海陆架区的沉积物属典型的以河流输入为主的陆

源碎屑沉积物。河流入海的泥沙的运移和沉积受到气候、径流量与输沙量、河口水流的特征、潮汐作用、波浪作用和海流等动力条件所控制。首先是形成不同类型的河口三角洲。例如,黄河三角洲属河控三角洲,现代黄河三角洲是于1855年由原在江苏沿岸流入黄海改道北上,经山东入渤海而开始发育的,仅140多年就形成面积为5 932.6 km^2的现代黄河三角洲,使河口附近的海岸平均每年推向海洋150~420 m。长江口发育为潮控三角洲,在河口东北季风形成的沿岸流将长江口的泥沙搬运到钱塘江口沉积,使三角洲向东南方向延伸。韩江三角洲及滦河三角洲等则属浪控三角洲。在河口三角洲未沉积的泥沙、或在老河口等已沉积的泥沙会在海流等水动力下继续被搬运、分配到附近海域。河口改造,废弃的三角洲和岸滩往往会受到海流的冲蚀作用。黄河、长江和珠江入海物质的主要运移方向如图6-10所示。

表6-30 渤海、黄海、东海主要入海河流水量和输沙量

河流	辽河	滦河	黄河	鸭绿江	长江	钱塘江	闽江	九龙江	韩江
长度(km)	1 390	1 200	5 465	790	6 380	494	577	258	325
输水量(10^8 m^3/a)	88	45.5	398.7	327.6	9 793	468	623.7	140.6	297
输沙量(10^4 t/a)	899	1 990	99 700	211	49 000	437	829	-	727

据张家诚等《地学基本手册》数据,1986,全国海岸带和海涂资源调查成果编委会,1991。

南海北部陆架沉积物属陆源碎屑与碳酸盐混合类型,内陆架为粉砂、粉细砂和泥质沉积物,外陆架和陆架边缘有碳酸盐鲕粒滩和内碎屑的残留沉积物。珊瑚礁是由原地生长的珊瑚骨骼堆聚而成,发育于波浪能量较大的浅水带。目前发现,珊瑚礁的发育与海洋环境关系密切,保护珊瑚礁及其生态是保护海洋环境的一个重要内容。我国海南岛东岸,就有相带发育较完整的沙老岸礁。世界上最大的环礁则是我国南海北部陆坡上的中沙环礁,此外,南沙群岛和西沙群岛上也有几十个环礁。

尚无法估算输入中国海现代沉积物中风成来源的碎屑物的量及其分布,但值得注意的是,国外的一些研究表明,某些污染物(如高分子氯代烃类和铅、镉等金属),随大气颗粒物和气溶胶输入海洋环境的量甚至大于河流的输入量。

(三)我国近海沉积物的分异

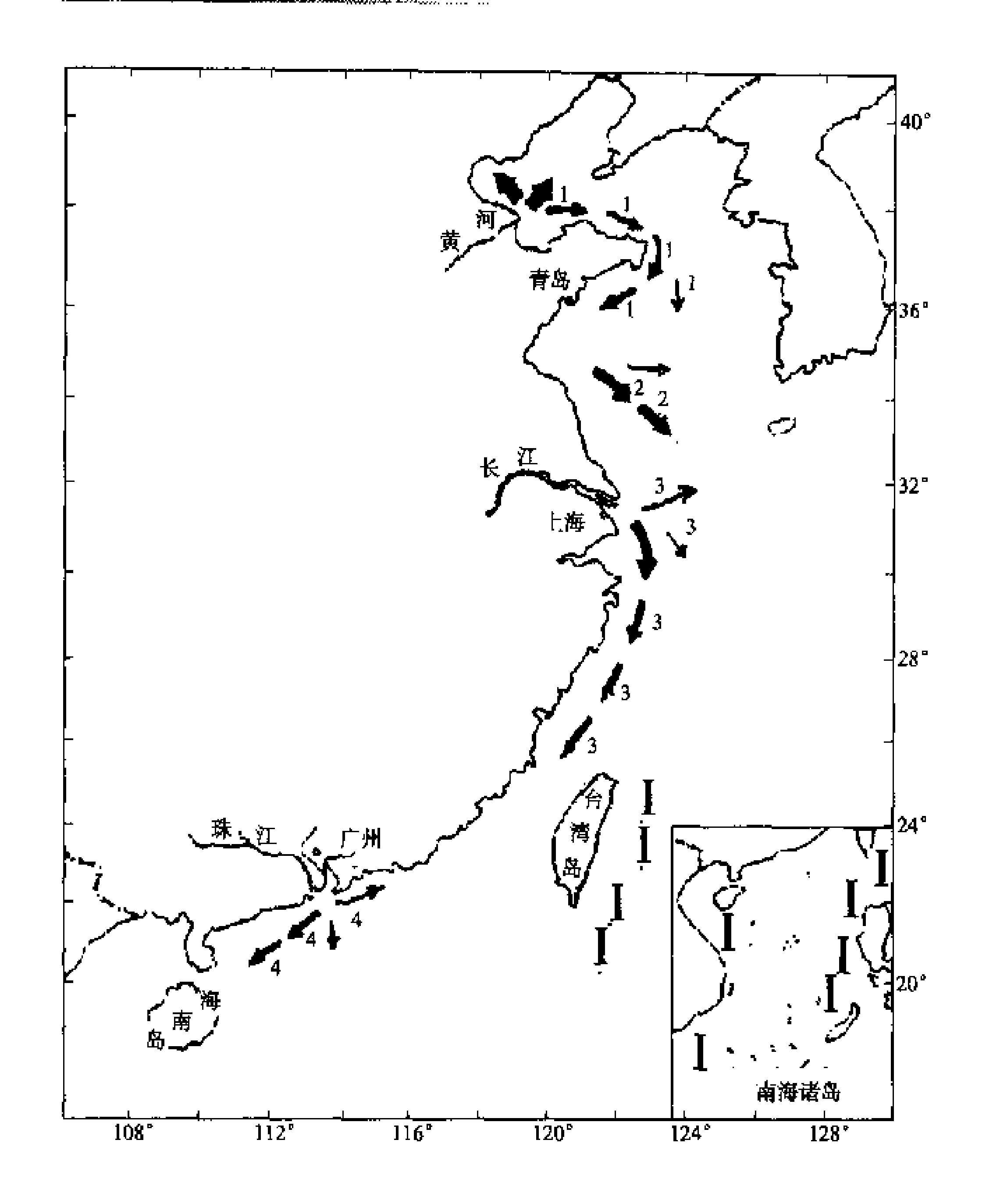


图 6-10　黄河、长江、珠江入海物质主要运移方向示意图

1. 现代黄河物质；　2. 老黄河物质；　3. 长江物质；　4. 珠江物质

1. 地质时代的分异

陆架浅海表层沉积物一般分为现代沉积和残留沉积两种类型。现代沉积主要分布于内陆架，沉积物的属性与目前所处的陆架环境是一致的。残留沉积(Relict Sediments)，指沉积物的属性与目前所处环境不相适应的那些沉积物，主要分布于外陆架，如从我国黄海延伸向东海外陆架、南海外陆架的大片砂质沉积(图6-11)。这些沉积物原本不是在目前浅海环境中沉积的，而是过



图6-11 近海陆架残留沉积分布略图(引自许东禹等,1997)

去某一环境(如古滨岸相或近年一些学者提出的古沙漠化环境)中沉积的,进入目前浅海沉积环境后,未被新的现代沉积所覆盖而残留下来的。残留沉积物的成因类型、形成时代可能是多样的,在现代环境中,也总会遭到不同程度的改造,但一般来说,残留沉积或残留砂,无论从粒度参数上,从矿物、化学和生物组合特征等方面来看往往与现代水环境、水动力条件不符,在区域的分布上也往往与沉积物粒度分异规律相违。通常,研究沉积物的环境污染和沉积环境质量主要集中在现代沉积区,故在研究区域环境背景时和探讨物质的区域分布规律时,应注意到沉积物这种时代和相应的沉积环境的差异性,不能混

为一谈。否则可能会得出一些错误的推论。

图 6－12　中国浅海沉积物分布简图

2. 沉积物的粒度分异

以陆源碎屑沉积为主的浅海沉积物，特别是由河流带入的沉积物，在其输移和沉积过程中一般都具有较明显的粒度分异现象；而沉积颗粒物的这种机械分异过程，往往又控制着矿物组分和化学组分的分异特征。众所周知，陆源物质在海洋中的分布一般有由岸向海物质由粗到细的规律，特别对于河口三角洲表现得更明显些。但是，除了物源的供给情况外，控制颗粒物的搬运和沉

积的主要因素是海洋水动力环境及海底地形。从宏观上来说我国近海河流输海的泥沙，除在河口高速堆积的沙坝、沙堤等砂体为粗粒沉积物外，细粒泥质和粉砂质颗粒物一部分在河口外近岸形成河口泥质区；部分在沿岸流等水动力作用下沿大陆近岸沉积，形成沿岸流泥质区，如浙闽沿岸的泥质沉积区，就是由于长江水下三角洲处于夏淤冬冲状态，冬季有大量细沉积物从此处转运到浙闽近岸所致。另一部分在小环流作用下形成斑块状分布的小环流泥质沉积区，如南、北黄海及东海北部等区都有这类泥质沉积区。而在东海和南海外陆架的粗粒砂质沉积物，如前所述已不属于现代沉积，而是晚更新世的"残留沉积"。中国浅海沉积物分布简图示于图6－12。除此而外，有些滨岸带发育浪控砂沉积；在某些潮流速度较大，而又有现代山区河流或海底侵蚀等物质来源的海域可形成潮控砂沉积区；以及不同类型的混合沉积区。不同海区其物质来源及沉积物的分异特点往往需做具体分析。

3．*沉积物的矿物分异*

海洋沉积物中的碎屑矿物的组合和分布模式既受物源的控制，也受气候、水动力条件、地形、沉积类型与矿物本身的理化特性所制约。不少学者对中国陆架海沉积物的矿物组合和分布进行了研究，总结资料（陈丽容，1993）指出，虽然中国陆架矿物组合中都是轻矿物以石英、长石为主，重矿物则以普通角闪石、绿帘石与片状矿物（云母及绿泥石等）为主，但黄河物质以片状矿物与方解石含量高为特征，长江则具高含量的白云石，而珠江沉积物中电气石的含量较长江、黄河高得多。老黄河水下三角洲片状矿物含量亦高，但与黄河口物质相比方解石含量低而白云石含量高。三大河流矿物区所指示出的入海物质的迁移路线，与现代细粒沉积物分布示出的运移沉积带基本吻合。在水动力活跃的粗粒沉积物中稳定矿物，如锆石、钛铁矿等含量高，而在水动力条件弱的细粒沉积区则片状矿物富集。从气候条件的影响来看，中国海自北向南，矿物组合也有差异：由黄海、东海至南海，稳定矿物如石英含量明显增高，而不稳定矿物如长石等则明显减少。中国海粘土矿物中虽然伊利石百分含量占绝对优势，但从其分布来看，总趋势是：四种粘土矿物中，伊利石为"北高南低"，高岭石为"北低南高"。

与碎屑矿物相比，我国近海的自生矿物含量极少，分布范围也很有局限性，只在某些海区的个别测站上有相对的富集现象。可以认为这些矿物是在稳定的沉积环境中，由于沉积物的某些早期成岩过程才形成的。因此自生矿物往往有指示沉积环境特征的作用。海绿石常在残留砂中出现。在黄、东海残留砂中发现的海绿石以黑色—褐绿色颗粒状为主；在南海则以褐绿色—绿

色生物状为主,且以有孔虫状海绿石占绝大多数。南海北部陆架区是海绿石最富富集区,其富集区的沉积环境为沉积速率缓慢的砂质残留沉积区。由于海绿石中富含铁和有机质,所以当测定的砂质样品中含有海绿石时,会出现异常含量的铁、锰(可能还有一些微量元素)及有机质,不符合一般粒度分配规律。自生黄铁矿化学组成为 FeS_2,生成于还原性的、富含有机质的泥质沉积区。在还原环境中先产生硫化铁胶体,逐步结晶后形成不同形态类型的黄铁矿。

4. 沉积物地球化学分异

对于以陆源碎屑为主的海洋沉积物来说,沉积物的化学成分自然主要取决于碎屑矿物的组成。碎屑矿物和粘土矿物中的大部分都是硅酸盐和铝硅酸盐,这也就构成了前文所述的海洋沉积物常量元素丰度的主要特点,这也是难以用简单的化学成分的方法来判定某一海区沉积物质的具体来源的原故。但从宏观上来说,由黄河带来的碳酸盐矿物(如方解石等)较多,表现在其沉积物中的钙、锶、钠、钡等的含量比长江和珠江的高。而相对来说,黄河沉积物中铝、钛、铁及一些微量元素的丰度,则较长江、珠江中的丰度略低。

在陆源颗粒物质入海后的粒度分异导致矿物和化学分异的现象是明显的。在分选好的砂中石英的含量最高,因而硅的含量也最高,铝的含量最低。随着沉积物粒度的减小,铝硅酸盐矿物的含量增加,铝的含量也随之增高。曾对渤海沉积之粘土矿物进行测定,其中铝的含量约为 10%(郭津年等,1983)。由表 6-27 可以看出,除铝、铁外,我国浅海沉积物中绝大部分元素都属于此类型,即在粗粒沉积物含量低,随沉积物粒度变小而含量增高。元素在细沉积物中富集除与矿物组合中元素原本含量的特点有关外,还与粘土胶体物质具有较强的吸附作用,以及富含有机质等因素有关。钙和锶在某些粗粒沉积物的含量较高的原因则可能是由于在浅海砂质沉积物中常富含生物骨体等因素有关。少数元素如锆等仅存在于独立而稳定的矿物中,极少有分散的状态,而这些矿物在沉积物中主要为粉砂粒级,这类元素因而只在粉砂中含量较高而在砂和粘土中的含量中都低。在探讨黄河口沉积物中磷的存在形式时也发现磷在粉砂粒级中的含量最高,粘土粒级中的含量次之。推测是由于该河口沉积物中的磷与其他一些海域有所不同。有相当大部分是以磷灰石细小矿物形式存在的(林荣根等,1992)。

由于陆源碎屑颗粒成因的浅海沉积物中的化学元素含量分布明显地受沉积物的粒度控制,所以从宏观上来看,我国海洋沉积物中元素的区域分布模式与沉积物类型的分布是相符合的。那些随沉积物粒度变细,元素含量增高的

元素，其区域分布上高含量区都落在泥质沉积区，而低含量区主要落在砂质沉积区，这种自然分异的规律，也就成了研究沉积物中元素含量自然背景值时进行粒度校正，以及运用元素相关分析来检验元素含量是否有异常或污染时的重要依据。

海洋沉积物的化学性质对生态环境和某些元素的转化和迁移起重要作用。沉积环境的 pH、氧化还原状态（Eh 和 Fe^{3+}/Fe^{2+}）等的地球化学研究中常引用的 Pourbaix 图就是 pH 对氧化还原电位的关系图，它能简明地示出环境溶液中一个元素的不同化学形态稳定性的热力学范围。我国近海沉积环境中的 pH 大多在 7～8 之间，一般较表层海水略低。1962 年，我国首次对渤海沉积物的 Fe^{3+}/Fe^{2+} 比值及其氧化还原作用进行了较详细的调查研究（郭津年等，1982；吴景阳等，1990）。一般来说，沉积物中 Fe^{3+}/Fe^{2+} 比值随有机质含量的增加而变小，随沉积物粒度的变粗而增加。可将 $Fe^{3+}/Fe^{2+}=1$ 称作为氧化还原的自然"零水平"，$Fe^{3+}/Fe^{2+}<1$时为还原环境。沉积物的外观颜色与沉积环境的氧化还原性质有关，从氧化性至还原性，沉积物的颜色由黄褐色向褐灰、灰黑色变化，沉积物剖面中由表层至下层常能见到这种反映环境变化的颜色变化。常用 Eh（氧化还原电位）来表示沉积环境中的氧化还原性质。控制和影响沉积物中 Eh 值的因素主要是沉积物中的有机物，硫化氢、铁和锰等物质。但总的说来，关于沉积环境化学性质的测定以及测定数据的实质等尚存在不少问题。

5. 早期成岩（矿化）作用

地质学上的成岩作用是沉积物转化为沉积岩的极缓慢过程，其中包括生物作用、离子交换、重结晶和胶结等过程。成岩结果的特征最终是水含量降低、有机物减少和自然硬化。例如，沉积物中的稳定矿物借助于氧化硅等的胶结作用转变成砂岩；粘土物质在压力脱水和化学变化的基础上转变成页岩等等。从现代沉积的环境地球化学研究出发讨论的主要是成岩作用最初期在沉积物中产生的某些成分变化，包括沉积物固体及所含间隙水相内所发生的反应。离子交换反应及有细菌参与的有机质降解反应的存在是早期成岩作用的特征。故这一阶段的反应也可称为矿化作用。实际上沉积物中化学成分的早期成岩反应往往是多种反应的综合结果，与离子交换及有机质降解反应相伴，沉积环境的 pH、Eh 也有变化，原有矿物可能溶解，自生矿物可能形成。这些反应和变化又可能影响沉积物中污染物的吸着或释放。

在河口海区沉积环境中，粘土矿物胶体是处于介稳状态，它们继续和水体中的 K^{+}、Mg^{2+} 等离子进行交换，转化为较稳定的矿物形式。1958 年起国外

就有些学者提出并用实验证实蒙脱石能吸收海水中的 Mg^{2+}、K^{+} 转化为绿泥石和伊利石。我国浅海中粘土矿物中以伊利石占优势，而有别于陆性粘土矿物组成也反映这种交换作用的存在。蒙脱石的转化结果一方面逐步降低蒙脱石的交换容量（通常其交换容量为 100～130 毫克当量/100 克，而伊利石为 20～30毫克当量/100 克），同时也改变了底层水中的 K^{+}、Na^{+}、Ca^{3+}、Mg^{2+} 的含量。因而有人利用间隙水中的 Mg^{2+}/Cl^{-}、K^{+}/Cl^{-} 等比值作为沉积物的矿化指标之一。Horne(1969)认为海水—海底界面间最重要的物质交换是离子交换。当陆源矿物碎屑一旦进入海洋就开始变化，界面上的吸附和离子交换过程的速率随着海水渗入程度的增加而加快，沉到海底后，沉积颗粒仍继续和周围环境进行交换反应。交换的结果使粘土矿物的性能产生较大的变化，降低了它们对重金属等元素的固定能力，从而向海水中释放微量金属。表6－31为粘土矿物在沉积层中所富集的海水中常量组分。由表可看出，蒙脱石对 Mg^{2+} 的富集可高达原来组分的 5～6 倍。

表 6－31　粘土矿物在沉积层中组成的变化

元素	伊利石粘土		高岭石粘土		蒙脱石粘土*		
	原来	在海水中 54～60 月后	原来	在海水中 54～60 月后	原来	在海水中 54～60 月后	
						A	B
MgO	2.29	3.16	0.16	0.58	2.30	12.8	3.3
CaO	0.32	0.10	0.28	0.12	0.41	0.7	0.3
Na_2O	0.35	0.21	0.60	0.27	2.60	0.6	1.3
K_2O	5.71	6.48	0.40	0.27	0.55	3.9	0.6

* A 为绿泥石型。　B 为伊利石型。

有机质的降解在沉积物早期成岩过程中起着重要的作用。有机质的分解可以如下简式表示：

有机物 + O_2、NO_3^-、SO_4^{2-}、$HCO_3 \rightarrow CO_2$、NH_4^+、PO_4^{3-}、HS^-、CH_4。

反应过程中的产物可能与某些元素发生反应使还原产物转入溶液。如

$$Fe^{3+}、Mn^{4+} \longrightarrow Fe^{2+}、Mn^{2+}$$

或使还原的溶解元素转化成新的沉淀或自生矿物。如

$$SO_4^{2-} \longrightarrow HS \xrightarrow{Fe^{2+}} FeS\downarrow$$

沉积物中有机物反应的历程、速率与有机质的含量关系密切，有机质含量愈高，早期成岩反应也就愈明显、剧烈，反之则反应微弱。

三、沉积物背景值及玷污强度的判别

除了少数元素同位素、放射性核素及某些人工合成的有机化合物可被认为自然环境中原本不存在外,绝大多数元素及许多化合物,实际上普遍存在于自然沉积的沉积物中。如何在沉积物中区分自然源输入和人为增加的化学物质,特别是微量元素等,目前尚无直接的识别方法。因此,人们借助于确定区域地球化学自然背景值的方法来区分沉积物中化学物质的自然源量值及人为活动的增量水平。我国在70年代开始在一些海区展开了这方面的工作。1979年,我国首次召开的关于环境背景值专题学术讨论会上(《环境科学》编辑部,1982),也已有讨论海洋环境背景值的论文,且在"南黄海北部沉积物中重金属的分布和背景值的研究"(吴景阳等,1982)一文中,根据金属元素分布规律的研究,提出了研究背景值的若干原则和方法。80年代以后许多研究单位及学者在我国的锦州湾、渤海湾、辽东湾、莱州湾、东海、南海及一些主要河口海域不同程度和不同范围内做过背景调查。概括起来说,确定海洋沉积物背景值的工作实际上主要需解决两个问题:一是如何把未受人为玷污或未受直接排污影响的沉积物(沉积区域、沉积层等)判别出来;二是如何计算和表征"背景值",并增强不同类型样品间的可比性。

(一) 确定元素背景值的主要方法

确定海洋沉积物背景值(即判别出未受人为玷污的沉积物)常见的方法有以下四种。

1. 页岩标准法

在自然沉积作用下沉积的浅海沉积物,其中的元素含量随着沉积物的粒度组成、物质组分和沉积环境的不同有很大的差别。又因为不少河口、海域已受到不同程度的污染影响,所以不同海区沉积物的资料往往难以对比。为了便于发现重金属含量的明显异常值,早年有些研究者把岩石标准看成是一种全球运用的标准。Forstne等(1981)把页岩组分的平均值看成是一种全球标准值。认为粘土质的古代沉积物是与现代水相沉积物对比的最好介质。如果与现代海相粘土质沉积比较,可以看出其中许多微量元素的含量都低于页岩的平均含量。其原因则尚不清楚。但用页岩标准来比较仍是一种简单、快速的检查沉积物中元素是否存在高度富集的方法。

2. 流域母岩组分法

河、湖沉积物背景值常用此法,海域实用较少,但在河口陆源物质沉积区也常用作为对比参考。

3. 背景区法

根据污染物的来源及其沉积物中的区域分布模式，将海域划分出清洁区(背景区)和污染区，利用清洁区沉积物组分含量作为背景值。在渤海湾重金属研究中就应用了此法(吴景阳，1985)。当然由清洁区获得的背景值，并不一定代表真实的自然环境背景值，特别是对于有面源或由大气输运的污染物，最好用其他方法进行检验。

4. 沉积物岩芯对比法

利用沉积物岩芯样研究其中重金属含量的垂向变化，找出未受污染的层位，并根据这些层位沉积物的组分计量出背景值。例如，汞在渤海湾海河口区沉积物中的污染层位测得是在1.4～1.6 m处(张湘君等，1985)，大于此深度的沉积层汞含量明显降低(有一转折点)(图6－13)，统计未受污染的层位(包括离岸远的未受污染的岩芯样共48个层位)沉积物中总汞的含量在0.017～0.050 mg/kg范围内变化，平均含量为0.032 mg/kg。对锦州湾重金属的研

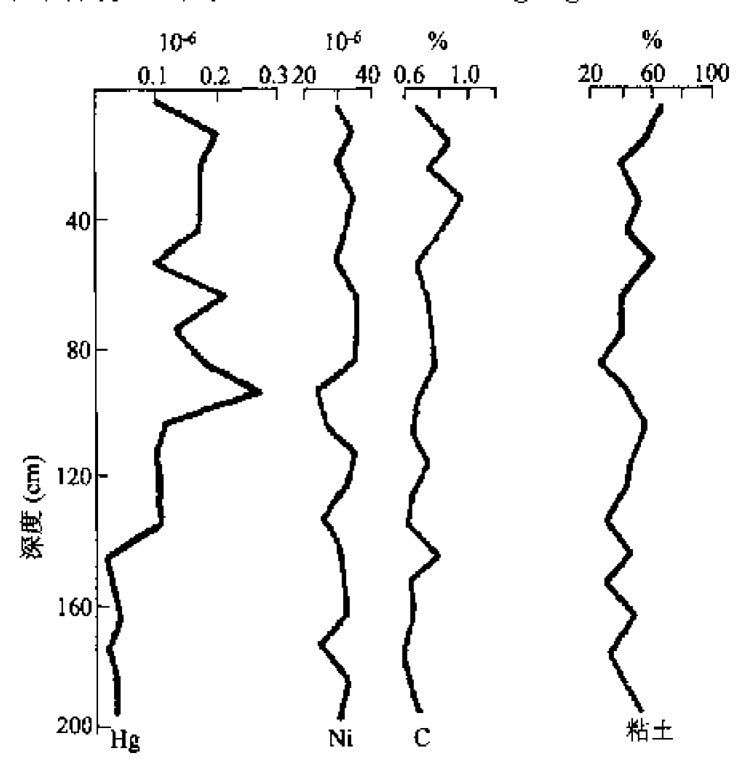


图6－13 渤海湾北塘口沉积物岩芯中
汞、镍、有机碳、粘土的含量分布

究(陈静生等，1985)中，分析了11个岩芯样中的铅、锌、镉、汞的含量，发现"拐点"以下的含量均处于稳定状态，并采用7个柱样理论深度基准面以下的样品作为本底值计算样品求得这5种重金属的背景值。显然这种方法不仅能求得



背景值，而且通过剖面的分析可以获得海区污染历史和沉积物沉积速率等方面的信息。国家海洋局海洋环境保护研究所曾分别对渤海的辽东湾、渤海湾、莱州湾和渤海中部采取沉积物岩芯样并利用细粒径沉积物（小于 63 μm）测定的结果计算了渤海四个区重金属的背景值（郝静等，1989；李淑媛等，1992），其结果如表 6－32 所示。

表 6－32 渤海四个区沉积物中铜、铅、锌、镉的背景值

金属	辽东湾	渤海中区	渤海湾	莱州湾
Cu	19.38±5.77	24.01±4.41	27.20±2.83	21.81±3.78
Pb	13.79±3.15	15.62±3.04	18.06±2.02	15.64±2.14
Zn	63.40±10.33	71.82±13.24	77.71±5.19	62.00±16.79
Cd	0.103±0.044	0.108±0.042	0.122±0.037	0.116±0.029

对于某些有机合成污染物虽然不存在自然背景值的问题，但也可以通过沉积物岩芯样的研究了解污染历史、污染趋势和沉积速率等问题，如对长江口沉积物岩芯样中有机氯农药（DDT、BHC）的研究（林敏基等，1983、1986），以及渤海湾海河口区阴离子表面活性剂的研究（吴景阳等，1987）等。

虽然沉积岩芯组分对比法是确定污染物环境背景值的实用方法，但在运用时也应注意上下沉积层之间的连续性，沉积环境和沉积物物质来源等是否有明显的变化等条件。

（二）背景值和污染物测得值的表征方法

1．区域平均含量值表示法

早期较简单的计算和表示背景值的方法，就是利用调查区有一定代表性和一定数量的未受玷污的样品，测得的沉积物全样中污染物的平均含量（或再加上标准差）来代表背景值，或用其上限值表示。但是区域性平均值只在大区域间进行统计比较时具有意义，实际上如前所述沉积物中化学成分的背景含量是随沉积物类型、有机质和矿物组分等的不同而变化的，对有些元素来说其含量差别还很大。因此，不同类型沉积物之间化学成分的可比性就很差。为了增加数值的可比性应寻求待测化学物与沉积物性质之间相关的函数关系进行数值的校正或图式表示。

2．粒度校正后含量值表示法

以陆源碎屑沉积为主的沉积物，其粒度的差异中包含了矿物组成和化学组成的差异，因此对于许多化学物质，特别是微量金属来说，粒度校正是增加

不同样品间测定值可比性的有效方法。常用的粒度校正法是以细粒沉积物作为比较对象，其实际做法有两种。一种是从沉积物中用机械法分离出细粒物并以在细粒沉积中测得的化学物平均含量作为背景值，如前文所述的渤海四区重金属背景值就是利用小于 63 μm 粒径沉积物测得的结果。对所取的粒径不同的学者取值不同，由小于 2 μm 至小于 204 μm 的不等，但从沉积物中分离出太细的颗粒物实用上常会遇到一些问题。国内外目前多倾向于采用小于 63 μm 或小于 20 μm粒径作为校准。另一种方法为粒度统计法，此法虽然也是用细粒级沉积物中化学物含量值来表示背景值，但测定的仍是沉积物全样，然后根据沉积物中细粒级组分(如小于 16 μm)在沉积物中所占的百分数与被测物含量之间的线性关系外推求算而得。

3. 地球化学参比物相关分析法

这类方法中又有两种表示方法。一种可称为参比物(或参比元素)归一化方法，用简单的比值表示。另一种则是用被测污染物与参比元素之间的相关方程或相关图表示背景值，两种方法的原理基本相同。后者能更精确地表达待测物与参比物之间的自然背景关系。例如，对于微量金属来说，铝作为参比元素是应用得最早和最广泛的元素。

在我国研究环境背景值的工作中也引入了参比元素相关分析法，也就是利用自然沉积过程中不同元素含量间的相关规律性，选择没有人为污染的元素作为参比元素来检验另一些元素含量有无污染或异常。这种方法实际上也是一种消除粒度和其他地球化学因素引起的元素自然含量差异的方法，可作为背景值的表示方法。国外常选用的参比元素有铝、铁、铷、锂、铯、钪等，我国一些学者也试用过这些参比元素做归一化处理，取得了较好效果。此外也根据有关海区的具体情况提出了新的参比元素，如吴景阳(1983)利用镍的含量来确定和检验海洋沉积物中某些重金属的背景值。镍不仅在沉积物中与锌、铬、铅、铜、汞等重金属存在着显著的正相关关系，其自然沉积含量与这些重金属中的多数同为一个数量级，而且许多仪器分析手段又都便于在分析沉积物其他重金属的同时分析镍的含量，这就为在沉积物中没有镍污染积累的海区，以镍为自然参比元素来检验其他元素和成分的异常及污染状况提供了可行及便利条件。此法在渤海湾的应用取得了很好的效果。其基本做法是利用未受排污直接影响的海区沉积物，或用岩芯样中的深层样品先绘制重金属与镍的背景相关图，求得其相关方程线及 2 倍剩余标准离差线，然后再用其来检验调查区的污染状况。例如，图 6－14 及图 6－15 分别表示锌—镍和铅—镍的背景相关图及用其来检验河口污染状况。



图 6 - 14　锌—镍
背景相关图及其应用

图 6 - 15　铅—镍
背景相关图及其应用

由图不仅可以得到有关污染区(北塘口—大沽河口潮间带)、污染点和污染元素的总信息，而且可看出不同河口污染的不同特点。例如，大沽口(T - 16站)以锌污染为突出，而北塘口(T - 4 站)则以铅污染更为明显。用渤海中心深岩芯样来检验时，则还发现渤海湾"背景区"沉积物也受到铅的轻度玷污。如图 6 - 16 所示，渤海中心的深岩芯样的铅—镍相关点大多集中在背景相关图中的 - 2 s 线附近或小于 - 2 s 线处。这一现象暗示出铅在河口排污直接影响区之外的"背景区"也有一定程度的积累，这种积累很有可能是来自非点源的大气污染。

张湘君(1985)和廖先贵(1985)也以镍为参比元素，分别分析了沉积物中总汞和砷含量的污染状况及其背景值。

4. 元素非残渣态背景值法

以上所述各种方法都是建立在分析沉积物中污染元素和参比元素的总量的基础上进行处理的，国内外的研究也大都如此。近年来我国学者在详细研

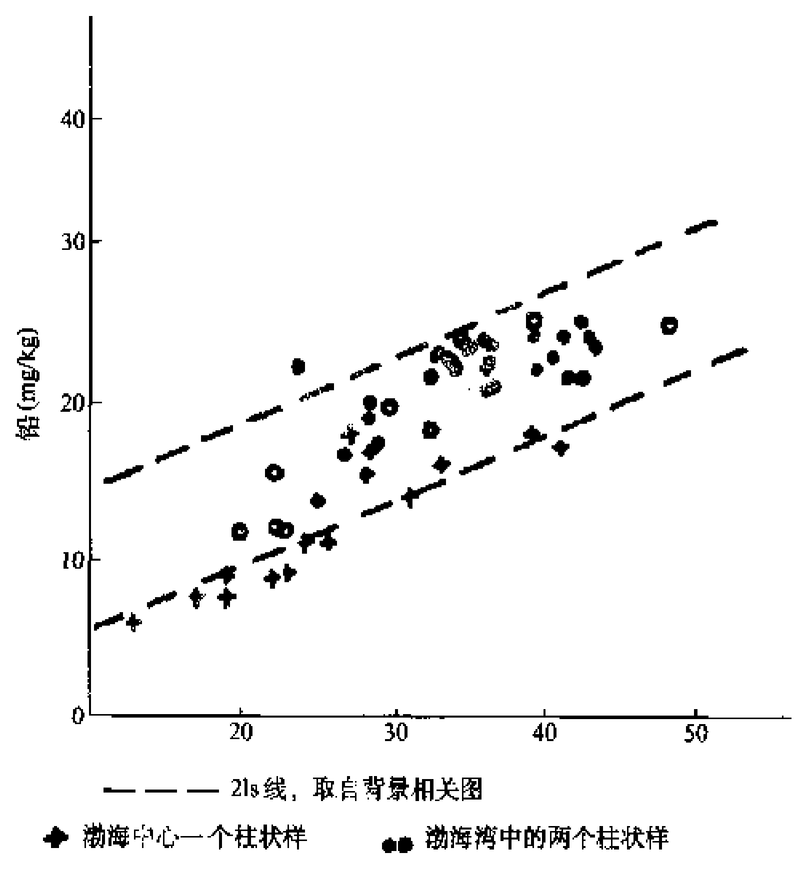


图 6－16　岩芯样中铅—镍相关点在背景图上的分布

究了长江口、黄河口海洋沉积物中元素锌、铜、铅、钴、铬、镍、锰、铁、锂、钾、铝和磷的稀酸可提取量间的相关性，发现用 1NHCl 或 0.5NHCl + H_2O_2 提取的重金属含量与可提取的锂、钾、铝的含量之间存在着显著的正相关关系。同时，所有这些元素的可提取量又与沉积物中粘土的含量呈显著的正相关，从而提出了在河口海洋现代自然沉积作用下，元素“非残渣态”分布的粒度控制规律及其背景值的概念(LiuXinwei et al.,1996)。根据实测数据，经过粒度校正(按斜高外推法)求得的长江口与黄河口粘土粒级中元素的含量相近，即可认为这两个河口海区中元素非残渣态背景值是相近的。与元素总量的方法相同，元素非残渣态背景值也可通过与参比元素(如锂、钾、铝等)的线性回归方程或背景相关图表示。据此还为确定沉积物环境质量基准值提供了新的指标系统(吴景阳,1998)。

由上所述可看出，研究背景值的一些方法，同时也是用来判别沉积物是否受沾污以及受玷污的强度如何的有效方法。

5．判别污染物毒性的参比物归一化法

与上述归一化方法类似，近年来一些研究者成功地将参比物归一化方法



直接与沉积物中污染物的毒性强度联系起来。例如利用固相沉积物中总有机碳重量归一化非极性有机污染物(几乎包括所有主要有机污染物)浓度的方法,以及用沉积物中酸挥发硫化物(AVS)归一化微量金属浓度的方法。这些方法不是以研究背景值出发,但为研究沉积物环境质量基准提供了有效的依据。

四、沉积物中污染物的形态(物种.Speciation)

污染物在沉积环境中可以通过各种化学作用(如溶解—沉淀、水解、络合、氧化—还原、吸附—解吸、化学分解和生物降解等作用)改变其存在形态。沉积物中污染物的存在形态是相当复杂的问题,实际上包括了元素或化学物的价态、化合态、结合态和结构形态等方面。污染物的存在形态不同,其化学活性,生物有效性和毒性也往往不同。例如,Fe^{2+}与Fe^{3+}、Mn^{2+}与Mn^{4+}、三价铬与六价铬、四价硒与六价硒等变价离子,由于价态的不同,其迁移能力具有很大差异,同时它们对生物产生的效应也有很大差别。又如,汞在环境中的存在形态有金属汞、亚汞离子(Hg_2^{2+})、高汞离子(Hg^{2+})、硫化汞(AgS)、甲基汞(CH_3Hg^+)、二甲基汞($(CH_3)_2Hg$)及苯汞离子等等,但不同形态,其毒性各不一样,其中尤以甲基汞的毒性最严重。因此在环境污染研究中,只注意污染物的总量是不够的,需要进一步研究污染物的存在形态。为此近20多年来环境科学研究者在过去地球化学工作者和土壤化学工作者研究的基础上,提出了一系列研究海洋沉积物中化学物质存在形态的技术和方法。

(一)沉积物地球化学相中金属的结合态

沉积物中重金属的存在形态目前尚无直接检测方法,因而多借助于化学浸提分离沉积物的不同地球化学相,进而测定各相中与之结合的金属含量(吴景阳,1983)。这种以化学试剂选择溶解不同结合形态金属的方法大体又可分为两类。一类为一次性选择提取,这种提取一般是把沉积物中的金属分为两部分,即残余的和非残余的部分。通常前者又称之为非活性部分,后者称为活性部分。另一类为不同试剂连续提取法,利用连续提取技术将沉积物分成若干个特定的级分(fraction),这些级分代表不同的地球化学相,在各相中测得的金属含量即为该相之"结合态"金属量。

1. 选择性化学试剂提取法

选择性提取的化学试剂可以是一种也可以是多种混合的,根据其性质又可将其分为① 弱酸及其缓冲液,如用得最多的为稀盐酸提取法,所使用的浓度从0.1～1 mol/L不等,用其可提取包括吸附态、碳酸盐、Fe/Mn氧化物和

部分易溶有机—硫化物结合的金属，是一种提取"水成组分"良好试剂。将稀HCl与H_2O_2合用其提取非残渣态(非岩成碎屑矿物)很有效(刘新威等，1996)。此外还有醋酸提取法，以提取吸附态、碳酸盐及与氧化物共沉淀的金属；也有用草酸溶液提取无定形氧化铁等方法。② 还原剂、酸混合提取剂，如用1M$NH_2OH \cdot HCl$+25%HAc混合试剂提取深海沉积物中以铁、锰氧化物为主的非残渣态金属(Chester let al.，1967)等。③ 氧化剂提取剂，如H_2O_2、$HNO_3+H_2O_2$、$Na_4P_2O_4$、NaClO等可用于提取有机结合态金属。④ 有机络合及螯合提取剂，如曾有人用0.5mEDTA(Goldberg let al.，1958)提取沉积物中的金属等。

2. 连续提取法

国内外提出的方法也较多，有三步、四步、五步、六步和七步等，其中用得较多的是三步提取法和五步提取法。三步法，如Presley等(1972)的步骤是① 可还原相，0.25 mol/L盐酸羟胺+25%醋酸。② 可氧化相，30%过氧化氢(加热)。③ 残渣相，用氢氟酸和高氯酸消化。其后一些人用大致相似的方法进行，只是所用盐酸羟胺的浓度有所变化。五步连续提取法中Tessier等(1979)提出的五步连续提取法曾经得到较广泛的应用，其步骤为 ① 可交换态，1 mol/L $MgCl_2$、pH 7。② 碳酸盐态，1 mol/L醋酸钠+醋酸，pH 5。③ 铁锰氧化物态，0.04 mol/L盐酸羟胺+硝酸，pH 2(加热96℃)。④ 有机—硫化物态，30%过氧化氢+硝酸，pH 2(加热85℃)。⑤ 残渣态，氢氟酸+高氯酸。所有这些方法都推进了沉积物中金属存在形态的研究，但化学提取法也存在着一些难以解决的基本问题有待进一步探讨。

关于中国主要河口及海湾悬浮颗粒及沉积物中微量金属的形态(Speciation)有不少学者研究过，发表的论文已有20多篇，大多数采用的都是Tessier的五步提取法。从这些文献的总结(周家义等，1997)中可看出，在未受沾污或只受轻度沾污的样品中，如长江口，黄河口，渤海湾和大连湾等对于铁、钴、镍、铜、锌、铅和铬等元素，其各自的形态中残渣态占优势，其顺序一般表现为Fe≈Cr(>85%)>Co≈Ni(>75%)>Zn，Cu(>65%)>Pb(35%~55%)。而镉和锰的残渣态含量很低(约20%)。与此相反，对于大多数元素来说，可交换态的含量极微，如铁、钴、镍、铬和锌等常低于火焰原子吸收法的检出限，铜和铅的交换态也都小于1%。只有镉和锰含量略高。镉和锰在各类形态中，以碳酸盐结合态占优势，铁、钴、镍的碳酸盐态是一般小于5%，而铜和铅的碳酸盐态含量较铁等元素高。对于铁、钴、镍及铅、锌、锰等元素来说，铁锰氧化物态是除残渣态之外主要的结合态。有机—硫化物结合态对铜、铅、锌、镉等元

素来说也是重要的结合形态，锰、铁、钴、镍的有机—硫化物结合态含量则相对较低。值得注意的是，元素不同形态在沉积物中所占的比例，对于不同粒度的沉积物也是不同的。粗粒沉积物中元素残渣态含量一般高于细粒沉积物。因此，上述不同元素在沉积物形态、分布中的顺序趋势虽有一定代表性，但元素某形态所占的百分比随沉积物的类型不同会有变化。

由于受沾污沉积物中的金属，大多来自污水排放，在水中它们主要通过被颗粒物吸附或共沉淀而进入海底。因此一般来说，沉积物受沾污程度越重，可浸提的金属（不稳定态）组分越高，而残渣态金属的百分含量相对降低。金属在各可浸提结合态中的分配量则取决于金属的特性、污水的成分及环境的参数（Eh、pH、盐度、有机质等）。通常镉主要以可交换态和碳酸盐态存在，铜主要结合于有机—硫化物态中，锌、铅和锰主要以碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态而存在。香港维多利亚港沉积物中，铜主要分配在有机—硫化物相（87%）中，而镉的情况有些不同主要分布在残渣相（48%）和有机—硫化物相中，铅主要分布于残渣相（55%），有机—硫化物相（29%）和铁锰氧化物相（15%）中（庄峙厦等，1997）。

应用五步连续化学提取法虽然能提供较多的关于沉积物中微量金属存在形态方面的信息，但是人们也发现样品分析的操作相当繁杂费时，所用的一些提取试剂往往存在着选择性不高或提取不完全等问题，沉积物的特性和组成对提取也有影响，致使所得结果难于明确解释和对比。因此，国内外一些学者在 80 年代后期以后又趋向于简化步骤。如采用三步浸提法，即将五步法中的前三步（交换态、碳酸盐态、铁锰氧化物态）合并为一步提取称为无机态或还原态，第二步称氧化态（相当于有机—硫化物态），第三步为残渣态。也有的学者主张从环境污染监测出发，可以只用稀 HCl 的一步提取法进行。

（二）非金属元素的存在形态

某些非金属元素常能形成种类繁多的有机和无机化合物，其中一些化合物能以专属性的分析方法直接测定。而一般的地球化学（或生物可给性）形态分析，对于不同的元素采用的方法亦不相同。由于近海富营养化和赤潮等环境问题的发展，我国近年来也愈来愈多地注意某些营养成分（如磷酸盐等）在沉积物中的存在形态及其释放问题。例如，对浙江近海、珠江口、大亚湾、台湾海峡、九龙江口及黄河口等海域的沉积物都测定了磷的存在形态。沉积物中磷形态的分析方法大多参照土壤分析中应用的方法。其中以林荣根（Lin.R.，1992）等对黄河口沉积物的研究较为系统详实，该研究先分析了沉积物中无机磷、有机磷和总磷的含量分布特征，进而分别分析了无机磷中与铝

结合的磷、与铁结合的磷、与钙结合的磷和“闭蓄态磷”的含量分布规律，并指出黄河口沉积物中细粒磷灰石的普遍存在是钙磷含量高且在粉砂粒级中较富集的原因，而磷灰石中的磷属稳定态磷。

结合厦门湾及附近海域沉积物中磷的释放等问题，吴瑜端、陈淑美、林月玲等人也分析了磷的形态（如林月玲等，1990；陈淑美等，1991）。薛雄志等（1997）则讨论了碱性磷酸酶活力与不同形态磷的关系，发现该酶的活力与沉积物中总磷、总无机磷的含量具有明显的相关性，与弱吸附可交换磷含量的相关性一般，而与总有机磷含量呈显著不相关性。

五、污染物质的固－液界面交换

海洋环境中污染物的行为及其环境效应和生物效应，很大程度上受在各种环境界面附近的迁移扩散过程所控制。固—液界面交换在此指的主要是上覆海水与海底沉积物，以及海水与水中颗粒物界面之间的物质交换。污染物由海底沉积物向上覆水的迁移可引起海洋中的“二次污染”，引起这类界面交换的主要因素包括：由于水动条件改变或人为活动（如疏浚、倾倒固体废物等）所引起的固体物再悬浮；由于底栖生物和微生物活动引起的污染物降解、分解，以及沉积环境中氧化—还原条件的改变引起的有机与无机物的形态转化或由成岩作用而引起的化学成分的置换和释放等。因此，污染物在海底沉积物—水界面附近的交换与通量在很大程度上与其所处的沉积环境有关。在快速堆积的河口和近岸带，污染物在沉积物—水界面的交换受到抑制，相反，在泥沙沉降速率较缓的沉积环境中则界面交换就较显著。在相对稳定的沉积环境中，物质的交换通量与污染物（或离子）的扩散系数、间隙水与底层水之间的浓度差等因素有关。

（一）沉积层向海水输送物质量的理论估算

Marheim（1976）得出沉积层向海洋水体输送的物质通量式为

$$F = D_0 \frac{\Delta C}{\Delta x} tA$$

式中，F 为底质向水体输送物质的通量（g/a）；

D_0为某离子的扩散系数（cm^2/s）；

Δc为间隙水和底层水之间的浓度差（g/cm^3）；

Δx为迁移的距离（cm）；

t为年（相当于 3.1×10^7 s）；

A为海底面积（3.2×10^{18} cm^2）。

根据上式可对各物质的参数进行理论计算。表 6－33 列举对环境质量有影响的物质输送通量。由表看出沉积层向水体输送的物质通量是相当可观的，小者为河流供应量的百分之几，大的达 54%。其他如 Br^-，沉积物的供应量甚至相当河流输送量的 10 倍之多。$H_2BO_3^-$，F^- 和 SO_4^{2-}，Na^+ 等均为河水通量的几倍。这是海洋水体一个不可忽视的物质来源。

表 6－33 沉积层向水体输送的物质通量

物质	1 m 深外 F_{c1} (g/a)	50 m 深外 F_{c50} (g/a)	河流通量 Fr (g/a)	F_{c1}/Fr
Cd^{2+}	$+46.0\times10^9$	$+5.0\times10^8$	17.10×10^{10}	0.35
Co^{2+}	$+1.0\times10^9$	$+3.0\times10^7$	7×10^9	0.14
Zn^{2+}	$+3.0\times10^{10}$	$+4.0\times10^9$	70×10^{10}	0.043
Ni^{2+}	$+1.4\times10^9$	$+4.0\times10^8$	11×10^9	0.13
Mn^{2+}	$+1.4\times10^{11}$	$+3.1\times10^9$	35×10^{10}	0.40
PO_4-P	$+3.8\times10^{11}$	$+1.3\times10^{10}$	7×10^{10}	0.54
NH_4-N	$+1.0\times10^{13}$	$+1.5\times10^{12}$	21×10^{13}	0.048

(Marbeim. 1976)

由此更可以推知，在沉积物受到污染的海域，沉积物中的污染物对水质质量的影响可能会是很大的。

(二) 沉积物－海水宏观性界面交换

实际上如果整体上考虑一定深度沉积物固相物质与上覆海水之间的物质交换的问题，应该包括反应、扩散和平流三种不同性质的过程。如果将三种过程用一个模式串起来可做如下分析，首先根据 Fick 第二定律，沉积物间隙水中物质组分的浓度 C 为沉积物深度(x)及时间(t)的函数。则

$$\frac{\partial C}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}(D\frac{\partial C}{\partial x})$$

再考虑平流作用则物质的质量平衡可写为

$$\frac{\partial C}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}(D\frac{\partial C}{\partial x})-\frac{\partial}{\partial x}(UC)$$

对于某一单元层 Δx 内发生的化学反应(可以是化学反应、生物化学反应或自生沉淀反应等)，则有其独立的反应速率 $Ri(\frac{\Delta C}{\Delta t})$，所以有

$$\frac{\partial C}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}(D\frac{\partial C}{\partial x})-\frac{\partial}{\partial x}(UC)+\sum Ri \quad ①$$

式中，C 为固体或液体中组分浓度；

x 为沉积深度，沉积物—水界面下为正；

U 为沉积速率；

Ri 为反应速率，$+Ri$ 表示产生组分的反应速率，$-Ri$ 表示移出组分的反应速率。

式①是处理元素早期成岩作用一维的"扩散—平流—反应"模式，它表示在给定的沉积深度下影响沉积物或间隙水的三个主要因素：扩散、平流、反应。

在实际的取样观测中，浓度随时间的变化率很小，通常处理为$\frac{\partial C}{\partial x}$，则式①变为

$$\frac{\partial}{\partial x}(D\frac{\partial C}{\partial x})-\frac{\partial}{\partial x}(UC)+\sum Ri=0 \qquad ②$$

式②是处理沉积物柱样中元素界面交换迁移的一维"扩散—平流—反应"稳态数学模式，其应用最为广泛。

在实际的处理中，往往假设沉积速率 U、孔隙度 ϕ 及扩散系数 D 不随沉积深度发生变化，而在固体沉积物中，组分的扩散是异常缓慢的，常常可以忽略，所以式②变为

$$-\frac{\partial}{\partial x}(UC)+\sum Ri=0 \qquad ③$$

式③是处理固体沉积物中最基本的"平流—反应"一维稳态数学模式。

在实际应用中，根据不同的组分在不同的区域表现出的特征，把式②、③具体化（如将$\sum Ri$ 具体化），再借助边界条件（沉积物—水界面、某一特定深度、无限深等）解出微分方程 $C=f(x)$的解，可得到浓度随深度变化的理论函数，将其与实际观测值相比，可进一步获得某些有用的反应动力学参数。对于所研究的组分来讲，在沉积物中扩散项不存在，平流项都基本相同，剩下的就是把反应项$\sum Ri$ 具体化。在间隙水中，扩散项和平流项都基本相同。

以沉积物中磷（硅）酸盐的交换迁移为例模式的应用如下。

对固体沉积物：

$$-\frac{\partial}{\partial x}(U\bar{C})+\sum \bar{R}i=0$$

式中，$\bar{C}$ 为固体中活性组分的浓度；

Ri 为活性组分反应速率。

设固体中 $\bar{C}$ 和间隙水中C 是线性吸附关系，则有 $\bar{C}=K_a\cdot C$，代入上式有

$$-K_a\cdot\frac{\partial}{\partial x}(UC)+\sum \bar{R}i=0$$



将上式与式②相加得

$$\frac{\partial}{\partial x}(D\frac{\partial C}{\partial x})-(1+K_a)\frac{\partial}{\partial x}(UC)+\sum\bar{R}i+\sum Ri=0 \tag{4}$$

实际场合设 $D(D_s)$，U 不随深度变化，所以，

$$\frac{D_s}{1+K_a}\frac{\partial^2}{\partial x^2}-U\frac{\partial C}{\partial x}+\frac{\Sigma\bar{R}i}{1+K_a}+\frac{\Sigma Ri}{1+K_a} \tag{5}$$

假设沉积物中的磷、硅分解及自生矿物沉淀均为一级反应，则沉积物中$\sum\bar{R}i=-K_dP$，间隙水中，$\sum Ri=FK_dP-K_p(C-C_{eq})$分别代入式③、⑤则

$$-U\frac{\partial P}{\partial x}-K_dP=0 \tag{6}$$

$$\frac{D_s}{1+K_a}\frac{\partial^2 C}{\partial x_2}-U\frac{\partial C}{\partial x}+\frac{FK_dP}{1+K_a}-\frac{K_p(C-C_{eq})}{1+K_a}=0 \tag{7}$$

在式⑥、⑦中，K_a 为线性吸附反应常数，K_d 为有机质分解一级动力学反应常数，K_p 为自生沉淀一级速率常数，C_{eq} 为沉淀平衡时溶解磷或硅的浓度，F 为换算因数，P 为沉积物中活性磷的浓度（也可用活性硅浓度 Si 代替），C 为间隙水中磷酸盐、硅酸盐浓度；x 为沉积深度。

对于半无限（$0\sim+\infty$）沉积柱，则有边界条件：

$C=C_0$　$P=P_0$　当 $x=0$ 时（沉积物－水界面）；

$C\to Ceq$　$P\to 0$　当 $x\to\infty$ 时（无限深）

联立式⑥、⑦解得

$$P=P_0\exp\left[-\frac{K_d}{U}x\right]$$

$$C=\left[\left(\frac{FK_dP_0U^2}{D_sK_d^2+(1+K_a)U^2K_d-K_pU^2}\right)-(C_{eq}-C_0)\right]$$

$$\exp\left[-\frac{(1+K_a)U-[(1+K_a)^2+4K_pD_s]^{1/2}}{2D_s}x\right]$$

$$-\left[\frac{FK_dP_0U^2}{D_sK_d^2+(1+K_a)U^2K_d-K_pU^2}\right]\exp\left[-\frac{K_x}{U}x\right]+C_{eq} \tag{8}$$

式⑧可简写为 $C=C_{eq}+A_1e^{A_2X}-A_3e^{A_4X}$，即 C 为 x 的双指数函数，式⑧确定的图形如图 6－17 所示，表示在某一深度时 C 具有极大值，到某一深度 C 为恒定值。

在深海钻探项目中(DSDP)，得到的磷酸盐分布为

149 柱：$C_{PO_4-P}=0.518+86.65e^{-0.0578x}-87.17e^{-0.06x}$

147 柱：$C_{PO_4-P} = 10 + 1.401 \times 10^4 e^{0.1703x} - 1.402 \times 10^4 e^{0.1717x}$

式中，x 的单位为 m，C 的单位为 $\mu mol/dm^3$。

我国东海沉积物间隙水中的磷酸盐和硅酸盐也表现出这样的双指数分布(宋金明，1997)。

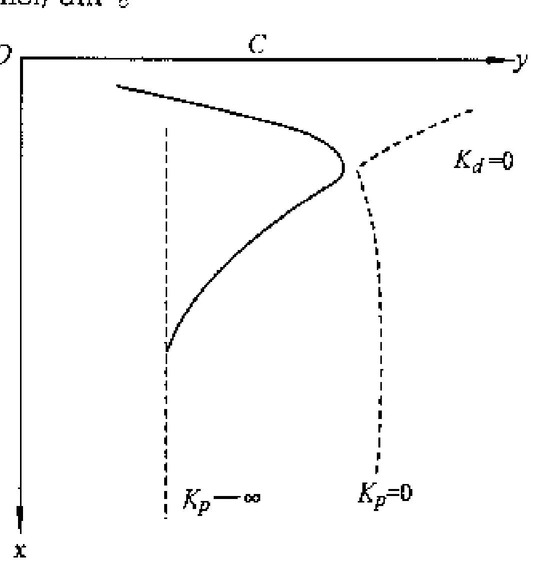


图 6-17　半无限柱间隙水中磷、硅垂直分布

以上所述的是沉积物—海水交界附近的一定厚度层中的宏观性界面交换的某些研究成果。

当为了粗略评估沉积物中化学物质对局部海域水中该成分的贡献时，可根据间隙水和上覆水体中的浓度差，应用简化的 Fick 第一定律计算。例如，对闽东罗源湾的测算(郭劳动等，1989)得到底部沉积物中磷、硅向海湾上覆水体扩散的通量。

(三) 沉积物颗粒—海水微界面交换

在评估近岸局部海域潜在污染危害和水环境质量状况时，常对小尺度界面系统—微界面更为关注，这种小尺度界面系统主要指从物理化学与生物化学角度来考查污染物质在海洋中固体颗粒(可以是底质中的，也可是水体中的颗粒物质)与海水之间的分配与交换。它类似于宏观性的沉积物—海水界面迁移系统中的反应过程。通常，污染物质在微界面的交换是在海洋中发生的物理化学过程基础上更多地受污染物本身的生物地球化学特性的影响。在描述这类转移时，一般引入分配系数这一参数。实际上大多数情况下，水体中固体颗粒物与溶解污染物质之间的相互作用即溶质在固—液相之间的分配，通常称为吸附—解吸过程。由于水体中的颗粒物(沉积物及悬浮颗粒)表面几乎都带有羟基，例如不仅沉积物中的金属氧化物和氢氧化物(如 MnO_2、FeOOH、Al_2O_3、TiO_2 和 SiO_2 等)表面结合着配位水，构成水合金属氧化物，从而成为羟基化的表面，即表面具有大量的—OH 官能团，而且硅酸盐、铝硅酸盐及粘土矿物等也有这一特性。界面配位化学原理还可广义地应用于沉积物中的有机物质如腐殖酸及藻类等生物细胞，它们拥有多种官能团(羟基、羧基、胺基、巯基等)。当然具体的原理和应用研究尚在进行之中。目前，污染物质在微界面交换的野外观测也尚存在一些方法和技术问题，缺乏资料，大多数数据来自于实验室的模拟工作。从已有的资料来看，多数污染物质在海洋颗粒物上交换

的物理化学模式符合 Langmuir 等温式。根据交换和分配行为的差别，关于污染物在颗粒物与水相的分配系数当前可分为以下三类。

1. 非极性有机化合物

如前所述，非极性有机化合物在沉积物—间隙水相中的行为已研究得较清楚，当沉积物中有机碳含量大于 0.5%时，有机碳是这类污染物的最主要的吸附相。污染物在颗粒物与水相中的交换也就取决于污染物在颗粒有机碳上的分配系数 K_{oc}。而 K_{oc}又可从 K_{oc}与辛醇—水分配系数 K_{ow}的回归方程式(Di Toro, 1985)求得

$$\lg K_{oc} = 0.002\,8 + 0.993\ \lg K_{ow}$$

于是，对于这类污染物，只要掌握其辛醇—水分配系数，就可以求得其在沉积物与水相界面中的交换量。

2. 有毒重金属

有毒重金属在沉积物—间隙水相的分配行为目前被广泛采用的是 Jenne 等(1986)提出的氧化性沉积物三相吸附模型。该模型认为，铁氧化物(FeO_x)、锰氧化物(MnO_x)和反应性颗粒态有机碳(RPOC)是富氧沉积物中有毒重金属的主要吸附相。它们不仅本身具有很大吸附容量，提供重金属的主要吸附位，而且它们以沉积物颗粒的包裹体形式存在，制约着其中其他吸附相的吸附能力。因此，对于有毒重金属在沉积物与水相间的分配平衡式可写为

$$Me^{2+}(aq) + MnO_x \xrightleftharpoons{K_{MnO_x}} Me^{2+}(MnO_x)$$

$$Me^{2+}(aq) + FeO_x \xrightleftharpoons{K_{FeO_x}} Me^{2+}(FeO_x)$$

$$Me^{2+}(aq) + RPOC \xrightleftharpoons{K_{RPOC}} Me^{2+}(RPOC_x)$$

三相吸附模型中的分配系数可以从实验模拟中获得，但如何获取现场过程中的这些参数仍然是当前工作的焦点。

3. 极性有机物

极性有机物在沉积物—间隙水相的分配行为与非极性有机物和有毒重金属显著不同。极性有机物在沉积物上的吸附现象包括憎水吸附、双电层反应、离子交换、离子极化反应和氢键结合等等。目前尚无统一的、满意的分配模型来描述其分配行为，一些学者正在致力于提出一种多级模型来解释极性有机物的分配行为。

总之，污染物在沉积物—水微界面交换方面的理论和实践研究正用于描

述污染物在沉积环境中的行为,探讨污染物的扩散规律及其对水环境正面的或负面的影响,而且在建立沉积物环境基准和标准的研究中成为最受重视的"沉积物—间隙水平衡分配法"的理论基础。

我国海洋科学工作者,从环境污染和保护这个角度出发也进行过一些实验模拟实验。对于已玷污的沉积物,常以"溶出"实验进行定性或半定量的模拟来评估污染物潜在的危害性。也有一些关于从吸附动力学角度研究污染物界面交换特性的工作,如对厦门港沉积物对铜和铅的吸附研究(陈松等,1991,1998),该研究首先假定沉积物对金属的吸附机制与金属水合氧化铁类似,并由此可导出下述吸附动力学方程式:

$$t/x(t)=1/k_1c_0x_m+t/x(eq)$$

式中,$x(t)$、$x(eq)$和 x_m 分别表示吸附时间、平衡时和饱和时的吸附量,k^1 为吸附速率常数,c_0 为 Pb^{2+} 的起始浓度。

此模式把速率和平衡联系起来。然后用现场采集的沉积物样品在试验室中进行模拟实验取得沉积物对海水中金属的吸附动力学参数及水环境条件的影响,如对铅的吸附实验得到的结论为,悬浮沉积物对铅、铜的吸附动力学可用交换吸附模式描述,$x(eq)$的计算值与实测值相当吻合,并认为沉积物—Pb与沉积物—Cu分别和氧化铁—Pb及氧化铁—Cu的吸附特性类似,它们的吸附性质均以化学作用为主。

对厦门湾受污沉积物中磷的释放研究(林月珍等,1990),是用调制成特定条件的海水对沉积物进行浸取实验而进行的,实验结果认为磷的释放与环境的主要参数(如 pH、Eh、DO 等)和化学物质(如有机络合剂 NTA、微量金属等)有明显的相关性。黄河口沉积物对磷酸盐的吸附与释放实验研究(林荣根,1994)则表明该地区沉积物上覆水中磷的释放极有限,这可能与沉积物中吸附磷、铝磷、铁磷和有机质磷的含量均很低有关,但不同类型沉积物对磷吸附—解吸平衡浓度也不同。在很多情况下的平衡浓度仍大于实测底层水磷酸盐浓度,故此研究海域沉积物仍有向上覆水释放磷的倾向,而阴离子表面活性剂对沉积物吸附磷有抑制作用。商少凌、洪华生等(1997)利用自制模拟装置,进行厦门西港沉积物磷释放模拟研究,并将所得结果与其他资料进行了比较分析。为了解不同条件下沉积物中有机物对水体无机氮的贡献,刘素美等(1999)曾参照 Aller R.C. 等(1985)的研究方法,采集了莱州湾沉积物样品并用现场培养法进行了沉积物—水界面营养盐扩散通量的实验研究,得到的 NO_3^- 和 NH_4^+ 的扩散通量分别为 0.038～3.65 mmol/(m^2·d)和 0.96～2.52 mmol/(m^2·d)。此外也有关于金属有机化合物在水体悬浮颗粒物上吸附

行为和在水—底泥体系中吸附行为的研究报道，如有机锡在河口水体中的吸附动力学的研究（徐晓白等，1998）。

（四）沉积物环境特征——产酸潜力

如前所述，污染物在沉积环境中的固—液界面交换的动向，一方面取决于污染物本身的性质，另一方面也取决于沉积物的物质组成和特性。因此，在研究沉积环境的界面交换问题时，通常都要测定沉积物中有机质的含量、氧化铁的含量、粘土矿物含量及沉积环境中的 pH 和 Eh 值等。又由于对某一特定的受玷污的沉积物来说，环境 pH 和氧化还原条件的变化对于沉积物中污染物的释放起着主要的作用；因此，实际上表征沉积底质对 pH 和氧化还原条件变化的缓冲能力就成为预测在一特定环境下，有毒化学物的中、长期活动进程的首要条件。为了表征沉积底质的这种特性，一些研究者提出了沉积物"产酸潜力"（Produeing Potential）这一概念，并在 70 年代已开始有所研究。pH 效应用酸溶液滴定的方法就较易进行估计。为对 pH 效应进行定量并对不同沉积物样品进行比较，有人提出了用 ΔpH 表述。ΔpH 是相当于 10％的悬浮沉积物在蒸馏水（pH_0）与在 0.1 的硫酸中各振荡 1 h 后的 pH 值之差来表示的（Calman et al.，1986）。而通过向沉积物悬浮液里通以空气或氧气，然后测定原始样品和氧化后物质之间的 pH 差值，可以对缺氧沉积物组分因氧化而产生的 pH 变化进行估计，这个差值越大，金属的短期流失能力就越强。这可用来评估像疏浚等再悬浮过程中，缺氧沉积物与富氧水接触后污染物可释放的强度。产酸潜力可由于沉积物中硫化物组分的氧化而产生、受碳酸盐的反应而得到缓冲。因而，可以简单地用比较沉积样品中钙和硫的含量粗略地评估其产酸潜力。Forstner 认为这两个数据也可从对沉积物相分析中的碳酸相和有机硫化物相的结果中获得。他还认为沉积物的属性特征及沉积物的产酸潜力是沉积环境质量的一种重要标志，在制定的沉积物质量基准中应有所反映。

六、沉积物的环境质量评定基准

（一）意义和原则

为了保护海洋环境，许多国家都颁布了水质标准，这些标准在保护海洋水环境的质量方面发挥了积极的作用。由于对沉积物环境地球化学研究的逐渐深入，揭示了沉积物在水体污染研究中具有的特殊作用，人们认识到加速建立沉积物质量标准的必要性和重要性。只有在沉积物质量基准基础上建立起环境质量标准，才能更科学、更客观地进行沉积物和水环境质量评价，危害评价，

潜在影响评价,进行海域自净能力及环境容量的评估,并为海域环境区划,污染源控制,倾废和底质疏浚等的管理及立法措施提供依据。然而,由于沉积物体系本身的复杂性,人们认知的局限性及实验条件和技术的有限,关于沉积物质量基准的研究工作直到80年代才开始(Chapman c et.al.,1987)。近年来许多国家投入了大量的人力物力致力于建立沉积物质量基准和标准的研究,取得了不少进展,但也还存在着不少困难的问题,距建立科学系统性强、广泛适用而又能反应生态质量特点的标准方法还有相当距离。与国际上的研究进展相比,我国在这方面的工作相对滞后。为此90年代以来,国内一些学者著文系统介绍国外的研究动态(如陈静生等,1992;文湘华,1993)。1992年国家海洋局海洋环境保护研究所根据国家技术监督局和国家海洋局下达的文件,曾提出海洋沉积物环境质量标准制定研究方案,并逐步开展了一些工作,2001年正式提出并建立我国近期实用可行的质量标准。

这里主要根据已有文献介绍一下国外(主要是美国)沉积物质量基准研究中提出来的主要研究思路、方法和问题。

美国环保局标准司自1983年起开始推动对建立沉积物基准的方法鉴定和评价,1985年组织从事沉积物研究的各方面专家对有关方法及其相关问题进行了讨论。发表的报告指出,背景值法、环保局水质参数法、平衡分配法、生物检测法等方法近年来得到了较多技术和经济上的支持,受到管理部门的重视,可能成为建立科学及可行的沉积物基准的方法。

Chapman 1989年回顾了已有的建立沉积物基准的方法,认为评价一个方法的优劣应考虑以下几点:法律和技术上的科学性、完整性;统计上的可行性(需要的数据量及目前可提供的数据量);对大量化学品的广泛适用性;同时产生数值型和响应型标准的可能性;对大量生物效应数据的可用性;通用的可能性及对特定地区的可用性。

(二) 方法提案简介

Chapman 将已提出的初步方法分为两大类。第一类包括背景值法、水质参数法和平衡分配法,称为数值型质量基准,侧重于基准的数值化。第二类称为响应型基准,主要源于沉积物—底栖生物效应实验,这类方法包括生物检测法、水平筛选法、表观效应阈值法和沉积物质量三元法。

1. 背景值法

背景值法(Background Approach)产生的基准是参考一个污染较轻或小于可接受极限的特定区域范围内的测定结果而建立的。方法相对简单,容易获得所需具备的实地资料,同时也避免了一些目前仍不能回答的毒性问题。在



目前与沉积物相关的毒性资料不足的情况下，某些类型的背景值法是惟一可能应用于建立沉积物基准的方法。但许多类型的背景值法技术尚不完善，法律上有疑问；方法未考虑生物效应；地区性较强；所产生的基准可能不太现实或过于严格。

2．水质标准法

水质标准法(A Warer Quality Approach)的程序是测定间隙水中的污染物浓度并与水质标准进行比较，以确定污染物是否在允许范围之内。方法假定间隙水是上层水体的延伸，需要同等程度的保护；底栖生物与水生生物对污染物的敏感性相同，底栖生物对污染物的分解不造成污染物释放。因而可将现有的 24 h 平均或最大允许以保护水生生物的水质标准浓度用于沉积物质量基准。方法可利用大量水质标准的基础毒性数据，只需测定间隙水中的污染物浓度；可用于广泛类型的沉积物，包括金属和有机物。但目前一些金属的水质标准还没有制定出来，而该方法又不能直接应用沉积物的毒性数据，尚没有统一完善的间隙水取样方法和分析方法，因而准确分析间隙水的污染物浓度很困难。

3．平衡分配法

平衡分配法(Equilibrium Partitioning Approach)应用分配系数确定一个沉积物中的污染物浓度，在平衡时这一浓度值将使其他环境，如水或生物组织中产生可接受的污染物浓度。方法认为，化学物质在间隙水、沉积物和底栖生物组织中处于热力学平衡，可分别用沉积物—间隙水分配系数，生物富集系数和沉积物相对积累系数等来描述。平衡分配法就是通过化学物质在水相或在底栖生物组织中的允许浓度来建立其在沉积物中的基准值。因此，平衡分配法主要的又可分为两类：沉积物—水的分配平衡和沉积物—生物分配平衡。

(1) 沉积物—水的分配平衡

确定沉积物中的污染物浓度，使其保证该污染物在水中的浓度不超过水质标准。

污染物在沉积物及水相中的分配状况一般表达为各种相关污染物浓度(C)与沉积物表面位浓度($\overline{S}$)相互作用的总和。污染物可能存在 i 种类型(C_i)，而沉积物中可能有 j 种组分($\overline{S_j}$)与之结合，描述分配平衡的表达式为

$$C_i + \overline{S_j} \Leftrightarrow \overline{C_iS_j} \tag{1}$$

$$K_{C_iS_j} = [\overline{C_iS_j}]/[C_i][\overline{S_j}] \tag{2}$$

式中，$[\overline{C_iS_j}]$是污染物 C_i 与沉积物 j 组分结合位的结合浓度；

$K_{C_iS_j}$是平衡常数(固有吸附常数)。

结合污染物的总浓度为

$$[\overline{CS}]T = \sum_{1}^{j}\sum_{1}^{i} K_{C_iS_j}[C_i][\overline{S_j}] \tag{3}$$

取$[C_i]$为水质标准(WQC)值,测定$[\overline{S_j}]$;当已知 $K_{C_iS_j}$时,沉积物质量基准即可从这个表达式求出。

方法用于建立沉积物质量基准时,假设金属的毒性与间隙水中金属的活度相关;沉积物中的金属活性可以用固定常数的溶出和吸附模式计算。应用平衡分配法的优点在于,可将水质参数中的大量有关生物毒性的资料,直接用于沉积物质量基准的确定,只需测定沉积物中的污染物浓度;考虑了生物可给性问题;方法的理论基础和实施操作明确,容易用实地和实验室研究验证;可用于不同类型的沉积物,有可能成为建立国家统一标准的方法。缺点是对水质标准中尚未包括的化合物无能为力;没有考虑生物从沉积物中直接吸收污染物而产生的影响,没有直接使用沉积物毒性数据;报道的分配系数值变化很大,因而建立的沉积物质量基准的不确定性很高;尚未建立化学形态测定和毒性效应之间的联系。

(2) 沉积物—生物分配平衡

确定一个沉积物中的污染物浓度基准,使其能保证与沉积物形成热力学平衡的生物所承受的污染负荷不超过确定的允许范围。此法也称热力学平衡/生物可给法,被建议用于建立疏水和有机化合物的沉积物基准。金属、溶解有机物或化合物由于它们与沉积物之间主要靠电荷作用联系,不符合这样的分配平衡,不宜用这一方法。

平衡分配法是目前较多学者推荐的一种建立沉积物质量基准的方法,此方法用于金属污染物的沉积物质量基准的研究正在发展之中。方法的可用性取决于污染物在沉积物上的平衡吸附模式的可靠性及合理的分配系数的获得。目前平衡分配法主要通过两种方式实现。一是假定简单的分配关系,利用广泛的现场测定数据,计算分配系数,从而确定沉积物质量基准。二是利用界面模式,通过实验或其他手段获得相应常数,结合模式计算得到相应基准。

把模式计算与平衡分配法结合起来,对考察天然水系统中沉积物及污染物的行为和沉积物质量基准的建立具有重要意义。它使对天然水系统中复杂离子形态及其反应过程的模拟成为可能。Loux(1990)的研究工作展示了平衡分配法与模式计算相结合、建立沉积物质量基准的例子。他估算了 14 种金属在不同环境条件下(如不同 pH、硫化物含量、溶解有机物含量等)的间隙水溶出潜力,讨论了其在沉积物中的分配行为。Loux 还用此法研究了亚表面区

域内无机污染物传输的地球化学过程。

4. 生物检测法

生物检测法(Bioassay Approach)是在多种污染物共存的沉积体系中，加入某特定污染物至不同浓度，并测定沉积物中的生物致死量、半致死量及生物浓度等，建立污染物浓度—响应类型的关系和曲线。方法假设：实验室测定能够反映现场生物效应的真实情况；加入污染物的沉积物与实际环境中的污染沉积物行为一致。方法建立的基准考虑了所有的污染物摄取途径；实验程序合理；可针对特定的化学物质，也可估计短期及长期效应；方法简单并与建立水质标准方法一致，这将推动公众对沉积物标准的认可和接受。不过，对污染物的生物检测必须建立适当的标准技术，目前尚缺乏广泛认可的在沉积物中加入一定浓度污染物的方法。

5. 水平浓度筛选法

水平浓度筛选法(Screen Level Concentration Approach)是一种基于现场测定数据的方法，将沉积物中95%的底栖生物可忍受的某一污染物的最高浓度定为筛选浓度水平。这一95%水平源于建立水质标准时，保护95%的水生生物不受伤害的规定，筛选浓度水平(SLC)是从沉积物化学浓度和底栖无脊椎生物的数据导出的。程序是当沉积物在某一特定污染物浓度下，出现某一底栖指标生物种时，先确定该种生物的水平浓度，这一浓度称为物种筛选浓度水平(SSLC)。测定所有生物种的SSLC与测定的每一种污染物浓度比较，由此确定95%的SSLC浓度出现时的污染物浓度，这一浓度即为水平筛选法定出的浓度基准。

计算一种污染物的筛选浓度水平所需的最少资料为每一个SSLC要20个站位的数据；对每一个筛选浓度水平要20个种类的生物；一个渐变的浓度梯度及一致的生物分类水平。

方法的优点是可用于任何化学污染物；使用已有的数据库和实验方法；无需事先假定生物与毒性污染物之间的作用机理。缺点是需要精确的底栖生物分类鉴定，这要求具备大范围的现场数据，使得数据收集工作要耗用大量资金；计算筛选浓度水平在很大程度上受污染物浓度分配范围及所用生物种类的影响；筛选浓度水平中代表生物种类的敏感水平是不定的，因为尚未建立选择生物种类的标准；无法区别单一污染物效应及所有污染物的结合效应；未测定污染物与测定污染物之间作用与否及沉积物的特性差异对结果的影响可能很大。

6. 表观效应阈值法

表观效应阈值法(Apparent Effect Threshold Approach)用沉积物中化合

物浓度的现场测定值及至少一种生物可给性/生物效应指标(如沉积物生物检测、底栖群落结构、底栖鱼类毒理畸形、生物聚集程度)确定一特定污染物浓度,高于该浓度则出现统计显著的生物效应(相应于适当的参照沉积物),通常使用校正为干重的化学浓度。

方法的优点是相应于一定参考条件,任一可统计评价的生物指标都可以用于建立任一污染物的沉积物基准,对污染物类型和生物指标没有限制。缺点是产生的标准可能过严或不足以保护环境;需要大量的化学变量数据和至少一种生物指标;未测定毒性污染物与测定污染物协同或不协同作用对结果的影响可能很大。表观效应阈值基于现状的生物测定结果,可能不反映长期效应。此外,目前尚没有标准的野外沉积物生物检测方法,未建立污染物结合状态的生物毒性与单一污染物毒性间关系的机理。

7. 沉积物质量三元法

Chapman(1989)对三元法(Sediment Quality Triad Approach)的概念、完整性及其应用进行了较多研究,认为此法是一个较为系统和科学的方法。

方法基于三种测定:沉积物化学测定以确定污染;沉积物生物测定以确定毒性;现场生物效应测定以确定栖息群落的变化(包括底栖生物结构及鱼类毒性畸形)。所需数据与表观效应阈值法相同,但需定义一个最小(低于此生物效应不明显)和显著(高于此生物效应非常明显)的生物效应界限。

方法的优点是结合了三种测定手段,可区别现场与实验室人为测定的毒性;不需事先假定生物与污染物之间的作用机理;可用于任何种类的污染物,包括短期和长期效应。缺点是尚未建立使用此法的统计标准;如何从沉积物化学、生物测定及现场生物效应数据确定一最终浓度基准的严格标准尚未建立;方法需大量数据;结果可能受未测定污染物与测定污染物之间协同或不协同作用的很大影响;尚无野外生物检测的标准方法。

(三) 应用和展望

沉积物质量基准的研究虽然尚在进行之中,但实际上某些国家已出台了一些具有基准值意义管理指标。例如,1973 年美国水质管理局为污泥疏浚等而制的基准,其中包括挥发性固体、化学需氧量、总凯氏氮、油脂、汞、铅和锌 7 项指标,当沉积物中任一指标的浓度超过其基准值,就应采取治理措施;1985 年,美国威斯康新自然资源部公布了具有初步基准意义的 15 种重金属和有机物的沉积物质量警戒值;美国环保局基准与标准办公室(1989)也以平衡分配法提出了 11 种非极性有机物的淡水和咸水沉积物质量初步基准值。

1992 年,美国环保局(EPA)将已提出来的各类方法归纳为 12 类,并做了

较全面的总结。可以看出在环境质量基准研究方面已取得许多重要的进展，但难题仍存在，当前许多工作仍在进行之中。总的看来，已提出的各类方法均各有假设和优缺点，使用之前需对一些假设进行验证，而在目前的知识水平上还不能确立一种必须遵循的方法，尚没有哪一种方法得到广泛的认可和应用。另一些不需过多验证的方法(如生物检测法)也必须在使用前建立标准化技术和数据库，但这一工作尚无章可循。

由此看来，沉积物质量基准研究是一项综合性很强的科学技术研究项目，许多沉积物环境地球化学的基础研究如沉积物的组成、特性和分异作用；污染物在沉积物中的背景值、形态、分类、生物可给性及毒性；沉积环境中的界面反应及其与污染物之间的作用机理等，以及相应的各种现场和室内的检测和分析研究方法的进展，提供了建立各类基准方法的依据。反过来，沉积物质量基准的研究又推进了上述基础科学研究的进展。而当前对建立科学完善的沉积物基准的主要障碍仍然出自于人们对上述基础科学问题的认知程度和技术水平的不足。因此，某些研究者(如 Forstner U.，1990)多年前曾指出作为质量标准首先要简单可行，又要能描述生态环境状况，这涉及到从较简单到复杂体系的一系列问题，不能一步到位。近期内有一个以浸提和改进的背景值法为基础的比较简单的初步评价方法，似乎是可行和有益的，在此基础上再延伸到较复杂的，包括结合了生态学估计的标准方法。吴景阳等(1995)① 曾基于我国长江口、黄河口等河口沉积物中金属元素"非残渣态"含量的分布规律，它们与粘土粒级含量及锂、钾、铝等元素含量之间的正相关关系，得到沉积物中元素"非残渣态"背景值的概念，并认为有可能为沉积物环境质量基准提供一种新的指标体系。

第三节 近海富营养化及效应②

富营养化是指在水体中氮、磷等营养盐输入或积累量十分丰富的条件下，导致某些生物生长繁殖异常发展，进而引起水生生态系统结构和功能的异常。这是一个水环境恶化、水生生态系统异常的复杂过程。富营养化的衡量指标包括理化因子，如 DIN、DIP、TN、TP、透明度、pH 值，也包括生物因子，如浮游植物生物量、Chla 等。广义地讲，富营养化过程应包括从贫营养型、中营养

---

① 吴景阳、刘新威等，河口海洋沉积物"非残渣态"元素含量背景与质量基准的新指标体系，全国第四届海洋环境与水环境学术讨论会论文摘要。

② 本节作者：孙晓霞、张波、邹景忠。

型、富营养型到超富营养型。狭义的富营养化往往只是指超富营养型。

水体富营养化是诱发赤潮的重要因子。近年来,由于人类活动的影响,世界上多数临海国家近海水域富营养化加剧,赤潮发生频繁,对渔业、水产养殖业及人类健康构成了严重威胁,引起了社会的广泛关注。

一、近海富营养化的成因和机理

引起海水富营养化的原因可分为自然因素和人为因素。从生态学上考虑,这两种富营养化过程所需的时间不同,使得最终表现出的影响有极大的差别。自然富营养化是一个相对较慢的过程,使得生态系中的物种有足够的时间适应这种变化,整个生态系不遭受破坏;人为富营养化是一个突变性的过程,使得生态系得不到补偿平衡,造成极大的环境影响或损害。现在人们所指的富营养化,几乎都是指由人类活动造成的。

海洋中浮游植物所需的营养成分很多,主要有氮、磷、硅、有机物、微量元素及各类维生素。由于硅、有机物、微量元素及各类维生素在海水中的量都相对比较大,一般不会成为浮游植物生长的限制因素。因此,海洋中影响浮游植物生长的限制因素一般只有氮、磷两个元素。图 6－18 所示的是扁藻在不同的氮磷浓度下的生长曲线。尽管生长曲线都是 Logistic 曲线,然而,其最大生物量则明显不同,氮磷负荷越高,所支持的藻类生物量越大;氮磷负荷小,所支

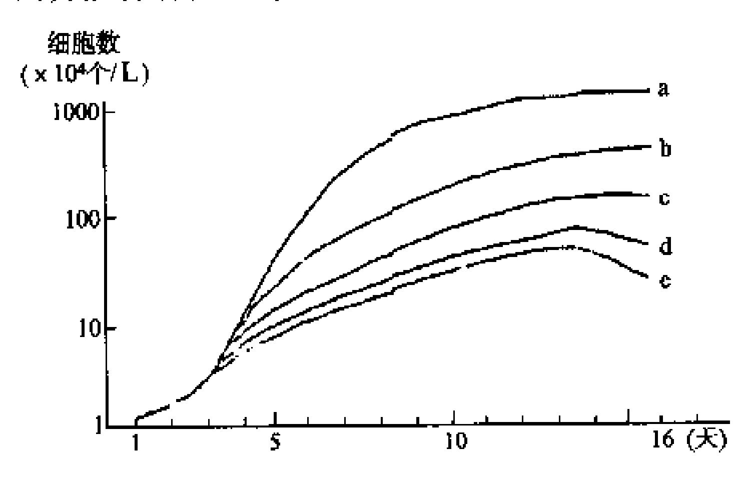


图 6－18 不同氮磷浓度下扁藻
(*Platymonas*)的生长曲线
(1989.5.16—6.2,湄洲湾)
a. P＝0.5, N＝3.5 μmol/L; b. P＝0.1, N＝0.7;
c. P＝0.03, N＝0.21; d. P＝0.01, N＝0.07;
e. 过滤海水

持的藻类生物量也小。正常氮是海域生产力的限制因素。对于某些特殊海域磷也可成为限制因素。Smith(1984)也认为,从长远来看,磷是关键因素,因为在湖泊或海域某些绿藻可以从空气中固氮。因此,向海域输送氮、磷是发生富营养化的主要原因。

海水由于受海流、海浪和潮汐等因素的影响,混合良好,海水中各化学要素的值也趋向于均匀,所以,海水的富营养化往往发生在沿岸、河口、海湾、峡湾等受人类活动影响较强烈而水体交换又不良的地区。海水中的营养盐类主要来源于大气沉降、受污染的河流径流、工农业废水和生活污水的排放、人工海水养殖投放饵料的残体,以及海底沉积物中营养物质的释放等,其中以工农业废水和生活污水的影响最甚。由于废水的直接排放会改变局部海域氮和磷的分布格局,使得海区水质发生本质的变化。近几十年来,废水排放量的增多,使得一些内湾、河口区域的氮和磷积累量增加。顾宏堪(1981)对长江口氮的研究指出,长江口海水中硝酸盐含量比 1963 年提高了 4 倍。沈志良(1995)报道,60—90 年代,胶州湾中东部水域 PO_4-P、NO_3-N 和 NH_4-N 浓度分别增加了 2.2、7.3 和 7.1 倍;TON 浓度增加了 3.5 倍;TIN/PO_4-P 从 10 增加至 24.2;TIN 占 TN 的比例从 3.7%增加到 6.3%(表 6-34);浮游植物的生长已从主要受氮限制变成主要受磷限制,并认为胶州湾水域营养盐的大量增加是人类活动影响的直接结果。另外,渤海湾历年的监测结果表明,海水中磷酸盐超过水质标准的 3.6~6.6 倍;辽东半岛的大连湾无机氮超标 10 倍。这些都表明了我国近海富营养化程度的增加。

表 6-34 胶州湾营养盐含量的变化(μmol/L)

时间(年)	PO_4-P	NO_3-N	NH_4-N	TON	SiO_3-Si
1962—1963	0.14	0.38	1.6	36.4	-
1983—1986	0.47	1.7	6.5		2.4
1991—1998	0.33	2.0	8.2	162*	2.0

*为三个航次的平均值。(沈志良,2002)

二、养殖水体的自身污染

养殖水体自身污染是指在人工养殖生产中,残饵和养殖对象代谢产物等所产生的污染,对养殖环境及养殖对象造成不良影响。近年来由于养殖业的迅速发展,养殖面积不断扩大。在粗放养殖中,放养鱼虾的密度不大,鱼、虾类的排泄物等相对量少,往往能被水体的自净作用净化。但精养水体因放养密

度大，随着养殖时间的延长和投饵量的增加，残饵、排泄物以及死亡的水生生物遗骸产生积累，这些有机物分解时消耗大量氧气，一旦在底层溶氧供应不足时，就要形成还原层，池底变黑，产生硫化氢及过量的氨态氮等，危害养殖生物，严重时会出现“泛塘”死鱼、死虾。林燕棠等(1999)研究了大亚湾网箱养殖对环境的影响，发现经人工投饵后，在鱼类网箱养殖区一定的范围内，会给环境带来一定的影响(表 6-35)。除了 COD、DO 外，网箱区的 DIN、NH_4-N、PO_4-P 含量均高于或明显高于对照点，其增幅分别为 24.38 mg/L、18.69 mg/L和 3.48 mg/L；底质中硫化物含量增幅较大，达 53.58 mg/L。

表 6-35 南澳网箱区与对照点环境因子的含量比较

类型	环境因子	网箱区	对照点	网箱区与对照点的差值
水质	DIN(μg/L)	18.06～785.54 (171.01)	27.02～476.56 (146.18)	+24.83 (17.0%)
	NH_4-N(μg/L)	0.28～78.26 (32.83)	0.28～34.44 (14.14)	+18.69 (132%)
	PO_4-P(μg/L)	5.75～39.78 (20.08)	0.22～38.56 (16.59)	+3.48 (21%)
	DO(mg/L)	4.37～7.75 (6.37)	4.25～7.61 (6.38)	-0.01
	COD(mg/L)	0.48～5.16 (1.78)	0.93～4.43 (1.77)	+0.01
底质	PO_4-P($\times10^{-6}$干重)	0～14.29 (3.18)	0.68～4.62 (1.95)	+1.23 (63.1%)
	COD($\times10^{-3}$干重)	1.70～6.72 (3.51)	1.31～6.13 (3.07)	+0.44 (14.2%)
	硫化物($\times10^{-6}$干重)	14.26～526.54 (123.88)	8.8～155.98 (40.3)	+53.58 (207%)

(林燕棠，1999)

同样，虾塘的自身污染也主要是由于有机质及营养盐过剩引起的。孙耀等(1997)利用养殖期间水体中颗粒有机质垂直迁移通量，测定了虾塘的自污染速率，并以虾塘沉积物的 Eh 和 C_{om}值(有机物浓度)为指标，结合其空间分布形式，初步探讨了虾塘中有机质的污染程度。结果表明，新、旧虾塘尤其是不同养殖区域间的自污染速率都存在明显差别，养殖中大量残饵的生成，致使新、旧虾塘内投饵区的自污染速率都大大高于非投饵区。因此，判断一个虾塘有机质的自污染程度，并不完全取决于虾塘养殖历史的长短，只要能严格控制



对虾养殖过程中残饵的生成量，就能减小虾塘有机质污染速度，延长虾塘的使用寿命。此外，沉积物中 Eh 和 C_{om}的垂直分布形式，可能成为虾塘有机质污染程度的重要评估参数，因为虾塘的有机质污染越严重，沉积物中本底层以上的有机质污染层随之增厚，污染层的 Eh 和 C_{om}偏离本底值也越大。杨逸萍等(1999)研究了精养虾池主要水化学因子变化规律和氮的收支(图 6－19)，结果发现，人工投饵输入的氮占总输入氮的 90％左右，总氮输入的 19％转化为虾体内的氮，其余大部分(62％～68％)积累于虾池底部淤泥中，此外还有 8％～12％以悬浮颗粒氮、溶解有机氮、溶解无机氮等形式存在于池水中。在养殖结束后，若把这些富含氮的池水、底泥排入临近海区，必然会对周围水域造成污染，并有可能在下一个养殖周期又重新进入虾池。

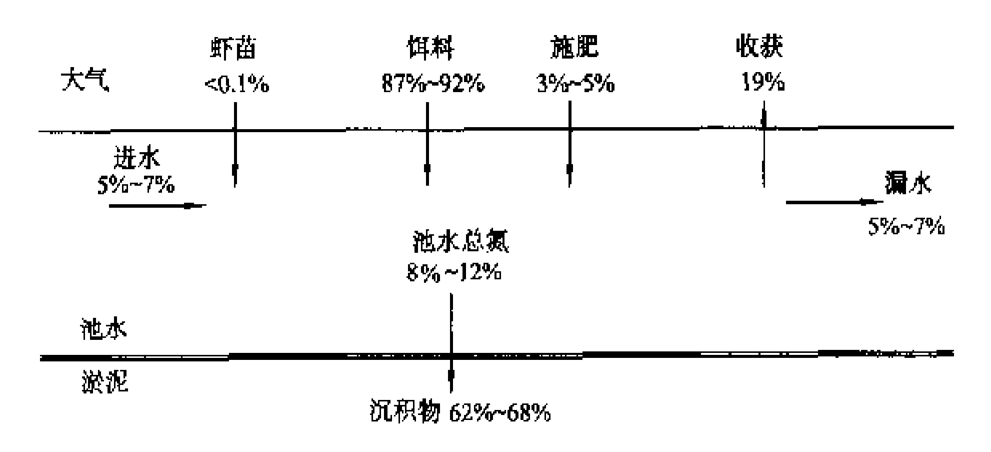


图 6－19　精养虾池氮的收支状况(杨逸萍等，1999)

在贝类的养殖过程中同样会产生自身污染。梁玉波等(1998)在实验室条件下进行了海湾扇贝自身污染的研究，得出了一系列重要的结论。研究发现，随着时间的延长和养殖生物量的增加，海湾扇贝的自身污染程度不断加重；在海湾扇贝自身污染的生态过程中，产生有机和无机氮自身污染物，导致 pH 和 DO 的降低，COD 和 BOD 的增加，以及病原生物弧菌的大量繁殖；海湾扇贝的死亡与其自身污染生态因子 TOC、NO_2^-－N、NO_3^-－N、NH_4^+－N、COD、BOD 和弧菌浓度呈正相关，与 pH 和 DO 呈负相关，相关性由强到弱依次为 TOC、DO、弧菌浓度、NO_2^-－N、NH_4^+－N、pH、NO_3^-－N；海湾扇贝自身污染过程中产生的 NO_2^-－N、NO_3^-－N、NH_4^+－N 对海湾扇贝有毒性，产生的有机污染物(TOC)在降解过程中消耗 DO，导致 pH 和 DO 的降低，因而间接导致海湾扇贝的死亡；pH 和 DO 的降低及弧菌的增加，可直接导致海湾扇贝的死亡。

养殖水体的自身污染现象给养殖业及养殖环境造成巨大的危害，也是引起水体富营养化的一个重要因素。通常可通过使用增氧机械、疏浚底泥、正确

投饵及经常换水等方法预防养殖水体的自身污染。此外，还应加强养殖水体有机质自身污染速率和程度的定量研究，全面、定量地了解自身污染与养殖生态系之间的关系，以促使水产养殖业尽快走出低谷。

三、海水富营养化的结果

由于养殖水体发生富营养化，其"营养度"增加，水体的浮游植物生产量也增加，浮游植物对养殖水体的初级生产力、生态环境的平衡具有直接的影响，特别值得一提的是浮游植物对某些病原菌有一定的抑制作用，所以浮游植物的种类和数量的相对稳定对养殖对象的正常生理功能及生长具有直接的影响。因此，从一定意义上来讲适度的富营养化对水产养殖业是有利的，尤其是当养殖对象为海洋自养植物和海洋动物处于幼体时。例如，在某些河口区和上升流区由于营养盐来源丰富而成为大渔场便是例子。但是这种情况往往只限于某些由自然过程而引起的富营养化水体，因为人为因素引起的富营养化往往很难"富"到恰到好处。一旦引起水体的过分富营养化就会产生负面结果。

（一）对海洋生态系的影响

营养盐是生物生长、发育、繁殖的物质基础，缺少它们就不可能有生物的生存与繁衍。但是，水域中营养盐过度增加，就会造成水域富营养化（图6-20）。当其他条件有利于赤潮生物大量增殖时，就会迅速形成赤潮，危害海洋生物资源。一旦发生赤潮，在海洋生态系的最初环节的生物与环境的关系将发生强烈的变化。大量浮游植物在光和作用过程中，势必消耗水体中大量的CO_2，破坏海域水体CO_2的平衡体系，使得水体的酸碱度发生较大的变化，进而影响海洋生物正常的生理活动。许多赤潮生物体内含有赤潮毒素，有些动物在吃食了这些赤潮生物后会中毒而死；赤潮毒素还可能释放到水体中，影响更多的海洋生物，甚至可以通过食物链给人类造成巨大的危害。有些赤潮生物能向体外分泌粘液状物质，使水体变得粘稠，影响海洋动物的呼吸和滤食，堵塞其瓣腮而导致窒息死亡。此外，由于生产过量，食物链失去调控，赤潮生物最终将大量死亡。死亡的尸体在分解过程中所产生的危害极大。如果是在有氧的环境条件下分解，水体中的溶解氧将逐渐被消耗，从而出现水体缺氧甚至无氧状态；如果是在缺氧的环境条件下分解，将产生大量的有害气体，如硫化氢、氨、甲烷等。如果死亡的是有毒赤潮生物，在其分解时，毒素将全部注入水体，这种情况下产生的危害更大。

（二）对水产养殖业的影响

良好的水质和底质是水产养殖的必要条件之一。水质和底质环境不好，



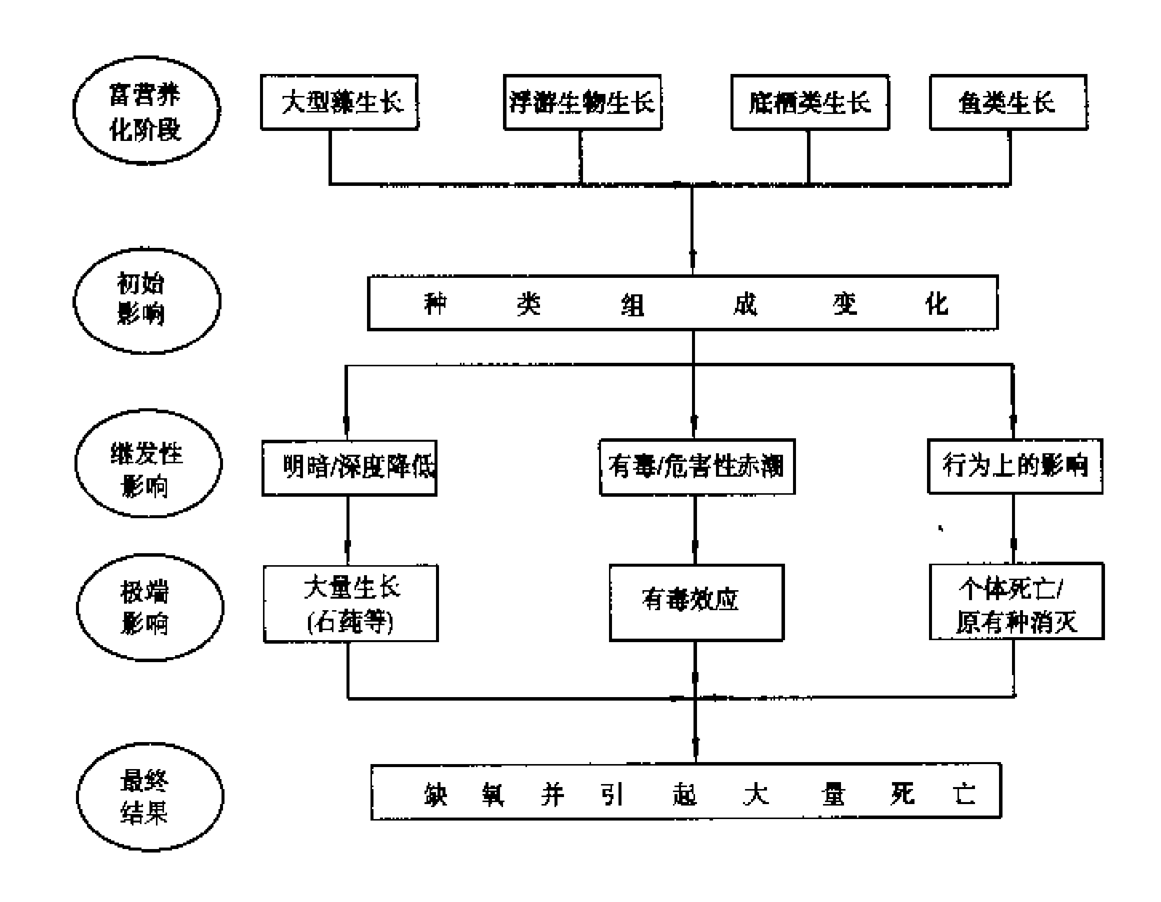


图 6-20 富营养化对海洋生态系统影响模型(引自 Gray,1992)

鱼虾等通常养不好,并且也容易滋生病菌,使养殖对象得病。影响养殖生产的主要原因之一是水体的富营养化及随之而来的赤潮的发生。

由水体富营养化所引起的藻类大量繁殖对养殖业本身的危害表现在以下几个方面。

大量的赤潮生物会堵塞某些养殖对象的鳃,使其窒息而死。

赤潮生物尸体分解时消耗大量水中的氧气,引起水体严重缺氧从而危及养殖生物。氧气的缺乏会直接造成饲养动物憋死(如溶解氧小于 3.8 mg/L 时,养殖的对虾就会发生厌食现象,而溶解氧小于 1 mg/L 时对虾就开始死亡),也会因为氧气不足造成其他生物死亡而引起水质恶化,间接地影响到饲养动物。除此之外,溶解氧的减少还会使促进浮游植物增殖的磷从底泥中析出,从而更加剧养殖水体的富营养化程度。

赤潮生物死亡后厌氧分解时还可产生 NH_3 和 H_2S 等有毒气体,它们对生物有剧毒作用。例如,NH_3 超过 0.1 mg/L,对虾就会中毒;H_2S 为 0.1~2 mg/L时对饲养对虾就有影响,4 mg/L 时对虾立即死亡。

某些赤潮藻类的毒素还能直接毒害养殖生物。

恶化的水质和底质环境还会使养殖环境恶化，疾病滋生。

水体富营养化和赤潮的发生还能使养殖水体生态系统的藻相及微生物相发生变化，生物相的变化反过来又可使水质发生变化，这些变化都可影响养殖对象的健康。

养殖动物所富集的赤潮毒素还可间接地危害人类的身体健康，从而使养殖对象的商品价值降低。

另外，随着养殖业的不断发展，病害越来越严重。许多养殖者为了防治病害千方百计使用各种药物，在养殖过程中滥用药物现象日趋严重。由于目前对病原学、药物学等方面的研究还很不深入，特别是药物代谢动力学方面的研究较为缺乏，致使药物的使用效果不甚理想。这不仅增加了养殖成本，还对养殖生态环境及周围海域的生态环境都造成了极大的破坏。研究显示不同的药物对浮游植物的影响也不同，消毒剂类药影响较为显著，抗菌药物影响不明显，某些抗病毒药物和中草药对浮游植物的生长还有一定的促进作用（刘萍等，1997）。因此，各类药物的使用必须充分考虑其对养殖水体及周围海水的生态平衡的潜在影响。

（三）其他影响

富营养化还会降低水体的旅游价值。海滨是人们娱乐休息的理想场所，但富营养化后的藻类大量繁殖引起水体浊度增加，透明度下降，某些藻类在分解过程中散发恶臭。因此，从美学角度看，水色、水味和透明度等感官性质的变化，大大降低了水体的旅游功能和价值。大量的藻类堵塞工业冷却水管道，会对工业用水造成影响。另外，由于大量死亡的浮游植物在沉降过程中同时也吸附了大量的悬浮物一同沉到海底，所以，富营养化还有可能改变海域的沉积模式，加速河口、海湾、泻湖的填埋。

四、近海水体富营养化指标体系及评价方法

水体富营养化是赤潮发生的主要诱因。要了解水体所处的富营养化程度，必须有一定的评价标准。几十年来国内外许多学者对此进行了大量研究，提出了评价海水水体富营养化程度的几十种方法，其中大部分是从淡水水体的富营养化评价中移植过来的。但是迄今为止国际上尚未有一个统一的近海富营养化评价标准或模型。

从评价参数的选择方面，现有的评价方法可分为单因子法和综合指数法。

（一）单因子法

单因子法包括物理参数法、化学参数法和生物参数法。

1. 物理参数法

物理参数主要包括气温、水温、色度、透明度、照度、辐射量等。其中,经常使用的指标是透明度。由于富营养化现象主要是藻类形成的初级生产增大的现象,所以通常使用测定藻类现存量的方法来代表水中的透明度。藻类量和透明度的关系可表示为

$$I_z = I_0 \exp[-(k_w + k_b)z]$$

式中,I_z 是和透明度(m)相对应的水深照度;

I_0 为水表面照度,

k_w 为由水及溶解物质而产生的吸光系数,

k_b 为悬浮物产生的吸光系数,

z 为与水深度相对应的透明度,和悬浮物的浓度成比例。

Carlson(1977)根据加拿大透明度高的湖泊中观测到的数据,得出了如下营养状态指数:

$$营养状态指数 = 10(6 - \log_2 z)$$

其中,z 为用塞氏圆盘法测得的透明度。由于水体中悬浮物也影响透明度,所以,本方法不适用于悬浮物含量高的河口等地区(林荣根等,1996)。

2. 化学参数法

化学参数主要包括与藻类增殖有直接关系的溶解氧、CO_2、氮、磷等化学物质量,以及与藻类现存量有关的化学需氧量(COD_{Mn})。

由于光合作用使溶解氧的增加比由于呼吸使溶解氧的减少大约 2～3 倍。在进行光合作用的水层,溶解氧增加,在不进行光合作用的夜晚和光达不到的深水层,溶解氧减少。因此,根据溶解氧的垂直分布,可以研究富营养化的状况。

水中 CO_2 浓度和水中藻类繁殖有直接关系,它作为富营养化的指标是很重要的。但是,它能否成为限制海湾富营养化的物质,主要决定于水中的 pH 值。实际上,CO_2 作为限制物质时的情况较少,因此用 CO_2 作为控制富营养化的指标可以说是不太重要的。

(1) 营养盐类

由于湖泊、海湾内富营养化的限制物质通常是氮和磷,所以用氮磷作为富营养化的指标是有效的。林荣根等(1997)对青岛上马镇养虾场进行富营养化评价时,根据虾池的特殊环境,提出了一种适合于虾池水体的、简单实用的富营养化评价模式来指导生产,即采用单一的磷值作为衡量该养殖水体富营养化水平的标准(营养盐数据见表 6-36)。这是因为虾池的自然条件比海洋好

(水体稳定、养虾期间温度适宜、有机物和微量元素丰富等),有利于浮游植物的生长;如果用传统的海水富营养化标准衡量,虾池基本上总是处于富营养化状态;磷在虾池水体的富营养化中起着关键的作用;磷的测定简单、量小、容易控制;参照海水中磷的富营养化标准为 0.045 mg/L。考虑上述因素,将虾池标准暂定为 0.03 mg/L,蓄水池稍高为 0.04 mg/L。我国 1997 年发布的海水水质标准将海水水质分为四类,对氮、磷的划分见表6-37,其中第二类水质适用于水产养殖区。

表 6-36 1994 年上马镇养虾池北场营养盐数据(μg/L)

时间	1994-05-24	1994-06-10	1994-06-21	1994-06-29	1994-07-07	1994-07-15	1994-07-25	1994-08-10	1994-08-24
NO_3	199	178	106	137	50	340	307	309	116
NO_2	188	87	7	42	35	157	24	10	10
NH_4	132	69	40	59	72	398	106	64	120
PO_4	14	13	12	13	18	17	8	14	25
N/P	89.9	58.5	33.1	43.6	17.9	135	122	65.2	25.0

(林荣根等,1997)

表 6-37 海水水质标准(mg/L)

项目	第一类	第二类	第三类	第四类
无机氮≤	0.20	0.30	0.40	0.50
活性磷酸盐≤	0.015	0.030	0.030	0.045

(2) COD_{Mn}

田井等(1978)就 COD_{Mn}能否作为藻类现存量的指标进行了研究。结果表明,单纯培养的藻类量和 COD_{Mn}有明显的相关性,能够作为富营养化的指标。但实际上,由于河流等的流入,在港湾、湖泊的水中也含有大量的 COD_{Mn},在浅水区因波浪等的作用而悬浮起的底泥中也含有大量的 COD_{Mn}的成分。这些 COD_{Mn}的成分明显地形成误差。因此,把 COD_{Mn}作为富营养化指标时,一定要考虑上述问题。

3. 生物学参数法

生物学的富营养化指标主要包括藻类现存量(叶绿素 a),浮游植物种类,多样性指数,藻类增殖潜力等。

藻类现存量的测定方法包括容量测定法、质量测定法、化学测定法和细胞数计算法。当存在浮游植物以外的悬浮物质时,不能使用质量及容量测定法。色素法是测定活体浮游植物的最好方法,其中叶绿素 a 的量与植物的光合作用有直接关系,是测定藻类现存量的最适当的方法,其指标是通用的。

根据浮游植物出现的种类可以评价富营养化的状态。随着水体富营养化的过程,水域的水质环境条件会发生变化,生活在其中的浮游生物种类就会随水质环境条件的变化而改变。但是,由于浮游植物种类改变的状况是很复杂的,所以,用该法判定时需要有相当的专业知识。

多样性指数随生物种数的增多而增长,同样,每个种数越平均,指数就越大。因此,在贫营养化状态时,多样性指数增大,随着富营养化的形成,多样性指数减小。现在被广泛应用的多样性指数有辛普森指数、香农指数等。

藻类增殖潜力法是有效地进行预测、控制藻类增殖的一种方法。由于有毒物质的存在不能正确地评价富营养化状态,所以,测定藻类生长潜力时必须在无毒状态下进行。

在我国,邹景忠等(1983)率先进行了渤海湾富营养状况的评价。在评价方法上,既采用单项指标评价,同时又结合冈市友利提出的多项指标的营养状态指数法进行。选择 COD、无机氮、无机磷和浮游植物生态变化等参数作为单项评价指标和划分贫营养、中营养、富营养和超营养类型的界限。评价标准是以我国颁布的渔业水质标准和海水水质标准为基础,参考日本大阪府 1973 年规定的海水水质标准,日本水产环境基准和上田和夫为防止赤潮发生而提出的富营养化临界值。拟定 COD1~3 mg/L、无机氮 0.2~0.3 mg/L、无机磷 0.045 mg/L、叶绿素 a 1~10 mg/m^3、初级生产力1~10 $mgC/(m^3·h)$作为富营养化的阈值。

(二) 综合指数法

由于富营养化现象是复杂的,用单一的物理、化学和生物学指标很难准确地表示富营养化现象,所以,评价指标应从过去的单一因素研究过渡到多因素的综合研究。

1. 营养状态指数法

根据冈市友利(1972)、邹景忠等(1983)在进行渤海湾富营养化和赤潮问题的研究时根据实际情况将公式进行了修正,修正后的公式为

$$E = \frac{COD \times DIN \times DIP}{4\ 500} \times 10^6$$

此值大于或等于 1 即为富营养化(式中要素单位均为 mg/L)。本方法仅

适用于没有藻类生长限制因素的水域(林荣根等,1996)。

2. 营养状态质量(NQI)法

$$NQI = \frac{COD}{CODs} + \frac{TN}{TNs} + \frac{TP}{TPs} + \frac{Chl \cdot a}{Chl \cdot as}$$

其中,CODs、TNs、TPs 和 Chl.as 分别为 COD、TN、TP 和 Chl.a 的标准值。NQI 值大于 3 为富营养水平,在 2~3 之间为中营养水平,小于 2 为贫营养水平。

3. 溶解氧饱和度法(Justic,1991)

$$D = \sqrt{(X_s)^2 + (X_b)^2}$$

其中,X_s = 表层氧饱和度 − 1;X_b = 1 − 底层氧饱和度。D 值小于 0.2 为贫营养型,0.2~0.4 之间为中营养型,大于 0.4 为富营养型。

4. 正态分布法(Ignatiades,1992)

该方法先把水体分为四类,即近岸海湾水、离岸海湾水、近岸大洋水、离岸大洋水,然后用统计学方法把氮、磷等数据归一化,使数据成正态分布,确定数据在正态分布时的 μ 和 σ,如果实测值介于 μ,$(\mu+\sigma)$之间为贫营养型;介于$(\mu+\sigma)$,$(\mu+2\sigma)$之间为中营养型;介于$(\mu+2\sigma)$,$(\mu+3\sigma)$之间为富营养型。

5. 模糊评判法

彭云辉等(1991)首次将模糊数学理论应用于近海(包括河口区)水体富营养化水平评价中。他们使用四个评价指标:COD、TN、P 和 Chl.a 及三类海水标准类别。但这种方法在运算时丢失了许多信息,使结果显得粗糙,特别是在因素较多、权重分配又较均衡时更是如此。熊德琪等(1993)在此基础上,运用模糊集合论中权距离的概念,根据最小二乘法推导出一种新的海水富营养化模糊评价理论模型,并将其运用于珠江口的富营养化初步评价,为海洋环境质量评价的研究开辟了一条新路。此外,模糊二级综合评判法、模糊分析优选法、灰色聚类法等有望能在评价海水富营养化中得到应用(邓超冰,1993)。

6. 比值法

郭卫东等(1998)根据浮游植物生长时对氮、磷吸收的理论比值提出了评价海域潜在性富营养化程度的方法。他们将水体富营养化分为九类,即贫营养、中度营养、富营养、磷限制中度营养、磷中等限制潜在性富营养、磷限制潜在性富营养、氮限制中度营养、氮中等限制潜在性富营养、氮限制潜在性富营养。

鉴于海水富营养化的复杂性及评价等级之间的模糊性,通常认为以模糊数学理论为基础的评价方法更能客观、科学地反映海水富营养化程度的实际



情况。但模糊评判法也存在很大的缺点,如需要数据量大、计算烦琐等。在对海区进行实际评价时,使用单项指标和综合指标中的营养状态指数法和营养状态质量法比较多,如孙耀等(1993,1990)对胶州湾和丁字湾海域营养状况的评价;彭云辉等(1991)对珠江河口富营养化水平的评价;丘耀文(1997)对大鹏湾盐田水域富营养化的评价;韦蔓新等(1998)对廉州湾富营养化的研究等。在实际应用时,应根据实际情况选择合适的评价方法。

五、近海富营养化的对策

由于向海域输送氮、磷是发生富营养化的主要原因,要防止海域的富营养化,必须仔细研究分析氮、磷等的来源(陆地径流、工农业废水、生活污水、悬浮物和沉积物的释放及系统内氮、磷的再生等)、归宿(沉积、迁移到外海)及相互作用(氮、磷与浮游植物、悬浮物与浮游植物、悬浮物与沉积物及浮游植物与沉积物之间)。因此,控制近海海域富营养化的根本方法一是预防,二是治理。

预防主要是有效利用氮、磷,即采用废弃物、污泥的肥料化等措施,减少在经济活动中利用氮、磷的绝对量,合理利用土地等;或是改变产品结构,即把含氮、磷洗涤剂、抑制剂等产品转换成不含氮、磷或含量较低的产品;减少有机物及营养盐对交换不良的浅海海区或河口的超标准排放。对海产养殖业来说,科学规划、合理布局、合理密植、科学配饵及投饵都是预防海水发生富营养化的可行方法。目前,治理富营养化的有效办法是向水中撒放一些粘土矿物,吸附水中大量的氮、磷,并沉降到海底,阻止沉积物中磷的再释放(俞志明等,1995)。

第七章　海洋环境生物学[1]

第一节　海洋环境生物学概述

一、环境生物学

对于环境生物学，到现在仍然有一些模糊的认识。有人认为环境生物学是多学科体系，也有人认为环境生物学是单一学科，还有人认为环境生物学实际上就是生态学，因为归根到底，生态学是研究环境与生物之间相互关系的科学。尽管存在种种认识上的差别，多数人能够接受《中国大百科全书·环境科学卷》所提出的环境生物学概念，即环境生物学是环境科学的一个分支，研究生物与受人类干预的环境之间相互作用的机理及其规律。

环境生物学的出现是生态学和环境科学发展的结果。生态学这一概念出现于19世纪中叶以后，是研究在一定的时间和空间范围内生物与其生存环境之间，以及生物与生物之间相互关系的科学。生态学不像以往的生

① 本章作者：于仁诚、周名江、邹景忠。

物科学那样孤立地研究生物现象，而是用系统的观点研究生物之间及生物与环境之间的关系，以及这种关系对不同层次的生物群体动态变化的作用。环境科学作为一门学科出现在本世纪50年代，它的出现是环境污染加剧的直接结果。由于和人类生活息息相关，环境科学从一开始就得到了广泛关注。环境科学的研究对象包括围绕着人的空气、陆地、水、能量和生命等所有系统。A. N. Strahler和A. H. Strahler在他们所著的《环境科学导论》的序言中把自然系统和人类的相互作用分列于两个不同的研究范畴，即属于物理现象的地球科学和属于生物现象的生态科学(1983)。实际上，人类社会的发展使得地球上生物的生存环境都不同程度的受到了人类活动的干预，人类活动的影响已是生态学研究中不可忽略的一项重要内容。由此可见，生态学和环境科学的发展是相辅相成的，环境科学的发展使得生态学明确了其最终方向，即研究人类与自然界相互牵制的演变，并因此使生态学成为一个几乎家喻户晓的名词；而生态学的原理和方法又被应用到环境科学之中，研究人类活动影响下的环境变化及其与生物系统动态发展之间的关系，并借以改善人类与环境之间的关系，从而促进了环境生物学的出现和发展。

因此，环境生物学研究的核心是受人类活动干预的生态系统。但是，由于环境生物学出现的时间很短，而且环境科学本身具有很高的学科交叉性，因而环境生物学还没有一套被普遍接受的完整的理论和研究体系。环境生物学的发展实际上是建立在许多其他学科的理论基础之上，包括生态学、生理学、毒理学、生物化学、分析化学、分子生物学、遗传学等等。在研究内容上，已有许多与环境生物学相关的概念被提出，如污染生物学、污染生态学、生态毒理学等等。《中国大百科全书·环境·科学卷》把环境生物学分为污染生态学和自然保护两大部分，而污染生态学又包括生物监测、生态毒理学、生物净化等等，但实际上很难用简单的并列或隶属关系来概括环境生物学与这些概念之间的关系。通常认为，依照环境生物学的研究核心，可以将环境生物学的研究内容和任务划分为三个部分：

人类活动影响下生态系统的变化——自然生态调查与环境生物监测：人类活动影响导致的生态系统变化可以体现在从生物分子到生态系统各个层次上(图7-1)，如何对人类活动所导致的生态系统变化进行识别是生态调查和环境生物监测的主要任务。

人类活动影响与生态系统变化的关系分析——生态毒理学：污染物及其对生物个体、种群、群落和生态系统影响之间的剂量—效应关系和剂量—反应关系是毒理学的基本研究内容，而解释人类活动影响导致生态系统变化的内在机

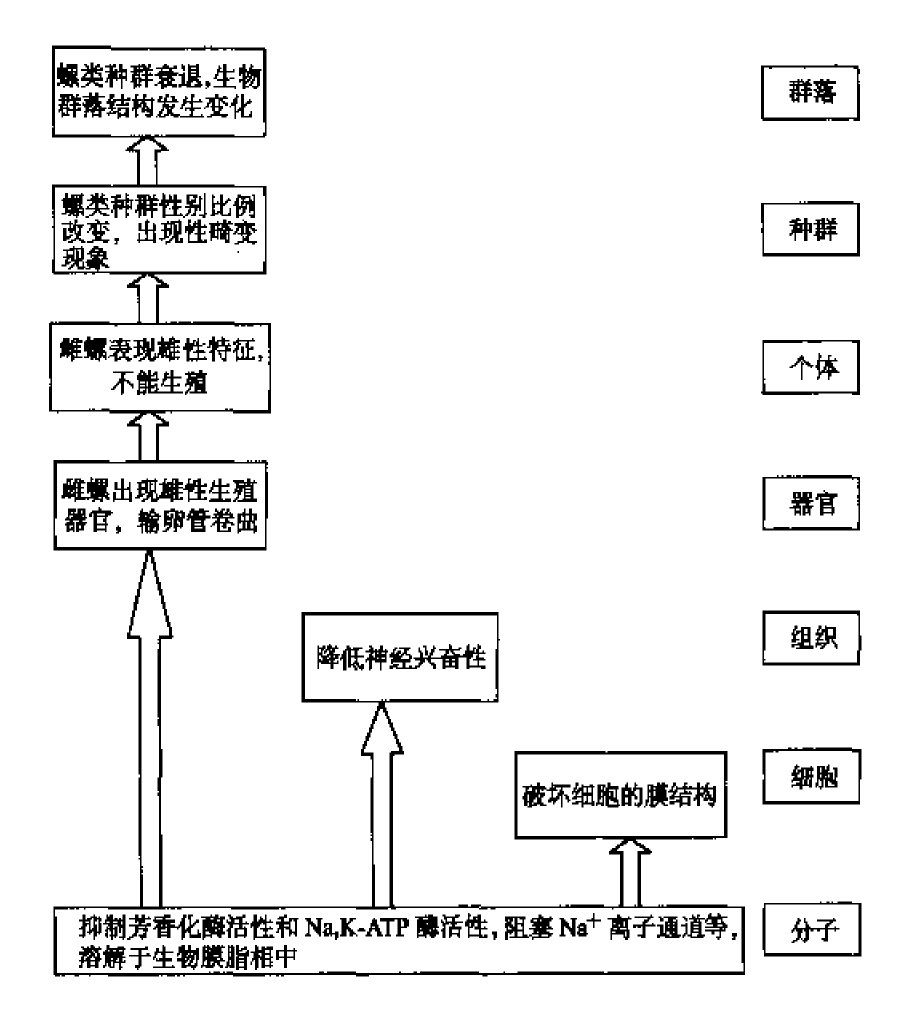


图 7-1　以三丁基锡为例示污染物对生物不同层次的影响

理是生态毒理学的主要任务。

人类活动影响所导致的生态系统变化的预测和管理——生态模型、生物净化与生态恢复及自然保护：如何将人类活动影响所导致的生态系统变化控制在可接受范围之内是生态模型研究、生物净化与生态恢复及自然保护的主要任务。

综合上述三点，对人类活动所导致的海洋生态系统变化的识别、分析和管理是环境生物学的主要研究内容，也应当是环境生物学以后的发展重点。

二、海洋环境生物学

与环境生物学类似，海洋环境生物学研究海洋生物与受人类干预的海洋环境之间相互作用的机理和规律，它与环境海洋学和生物海洋学有密切的联系。由于海洋环境具有许多独特的地方，如巨大的容量、丰富的生物资源、与气候变化的密切联系、相对稳定的理化环境、较高的盐度和较强的稀释能力等，使得海洋环境生物学研究有其独特之处。例如，受人类活动的影响程度相



对较低，所导致的短期生物效应不明显、受到影响的生物种类多、生态系统和环境的变化难以治理和恢复等。但在研究内容上和环境生物学一致，也可以相应地概括为人类活动影响导致的海洋生态系统变化的识别、分析和处理三大部分。而由人类活动产生的海洋环境污染对海洋生态系统影响的识别、分析和处理是海洋环境生物学的研究重点。

在我国，海洋环境生物学研究从70年代初开始，科研人员对海洋生态系统进行了一系列调查和研究工作，并积累了一定的资料。有关这方面的研究进展，吴宝铃(1989)和邹景忠(1992)等都进行了综述。

第二节　海洋环境生态调查与海洋生物监测

一、海洋环境生态调查

(一) 概述

环境生态调查既包括综合性的生态基线调查，也包括专项生态调查，如污染生态专题调查。通过对人类活动影响下海洋生物个体、种群、群落结构和功能等方面的调查，并结合污染物的浓度和分布状况，可以阐明人类活动所产生的环境污染对生态系统各生物层次的影响情况。我国的海洋环境生态调查目前也主要是针对生物个体、种群和群落的变化进行的。

驱动海洋生态系统变化的原因很多，生物本身的进化和自然界的选择是海洋生态系统变化的主要动力。但是，长期的进化和自然选择过程使得生态系统的结构和功能在一定的时间和空间范围内具有相对的稳定性。因此，人们才有可能对人类活动所导致的生态系统变化进行评价。在对生态系统的评价中，必须选择对照区域。通常可以选择人类活动干预以前或受人类活动干预轻微的区域作为对照，但必须考虑因此涉及到的不同时间、空间范围内生态系统本身的差别。造成时间序列上生态系统变化的因素包括因季节更替带来的温度、光照、潮流场、营养物质输入、盐度、溶解氧、pH，以及浊度等因素的变化；而造成不同区域生态系统差别的因素主要是因地区差别导致的上述环境因素的差异。由此可见，导致生态系统变化的因素很多，在污染严重的海域可能比较容易看出人类活动的影响，但在一般海域，要判断人类活动干扰或污染的影响则比较困难，必须进行周密设计的现场调查和数据分析。

对生态系统变化的评价可以通过单变量分析、多变量分析或做图分析进行(详见生物监测技术部分)。单变量分析是通过对影响区和对照区生态系统

某种指标变化的统计分析，确定对照区和影响区生态系统的差别，从而确认人类活动影响对生态系统变化的作用。这种单变量分析可以选择不同生物层次上的变化作为指标，在环境生态调查中最常采用的是生物多样性、生物量、种均匀度等指标。多变量分析是对多种环境指标的变化进行综合的统计分析，比较两组样品间各变量的相似性状况，对影响区和对照区的差别做出判断。做图分析是将群落结构信息以图形形式表现出来，以便做出直观的判断。

在专项生态调查，尤其是污染生态调查中，常常将时间和空间序列上生物指标的变化情况与通过物理、化学手段得到的污染变化情况进行对比，在一定程度上可以解释污染与生态系统变化之间的相关关系。

在时间序列上对相同区域、不同时期的海洋生物学调查结果能够指示该区域的生态系统变化情况。以胶州湾东部为例，随着东部沿海工业区的发展和污染物排入量的增加，该区域浮游植物和浮游动物的生物多样性指数有明显下降的趋势；而潮间带大型无脊椎动物种类数降低更加明显，从 60 年代到 80 年代，生物种类由 140 余种降低到 20 种左右（表 7－1）（魏修华等，1993）。珠江口调查也表明了海洋生态系统时间序列上的变化，主要表现在基础生物量的减少和浮游植物群落结构的变化，这些变化反映出了人类活动对海洋生物与生态的影响（黄创俭等，1995）。

表 7－1　沧口湾潮间带生物种类数历年变化

生物种类	年份				
	1963—1964	1974—1975	1977—1979	1980—1981	1987—1989
腔肠动物	2	1	0	1	2
多毛类	41	3	8	2	4
软体动物	40	11	12	10	10
甲壳类	52	13	3	4	6
腕足类	1	0	0	0	0
棘皮动物	3	1	1	0	0
其他	2	1	1	0	2
合计	141	30	24	17	24

不同空间范围内生物、生态状况与环境污染状况相对比，也能体现出人类活动对海洋生态系统的影响。同样以胶州湾为例，在 1989 年对胶州湾进行的综合调查中，不同区域的生物状况表现出了明显的差别，在胶州湾东岸区的生物多样性指数和生物种类数明显低于西岸薛家岛（表 7－2）；而相应的水质和

底质状况调查表明，由于受到陆源污染物排放的影响，胶州湾海区的水质和底质状况自西向东明显下降，水体中无机氮、油类、挥发酚和COD，沉积物中重金属，如铅、镉、铜、汞、铬等，都存在自西向东，尤其是向东部河口区逐渐升高的趋势。这与生物多样状况相吻合，表明了人类活动对海洋生态系统的影响。

表7-2　胶州湾不同海区生物多样性比较

时间	指数	西岸区	东岸区		
		薛家岛	娄山河	海泊河	李村河
4月	生物多样性(H')	2.981	1.515	0.878	1.422
	均匀度(J)	0.634	0.539	0.878	0.711
	种类数(S)	26	9	2	4
7月	生物多样性(H')	2.856	2.423	0.241	0
	均匀度(J)	0.650	0.764	0.152	0
	种类数(S)	21	9	3	1

从建国以来，我国进行过多次大规模的海洋综合调查，积累了丰富的资料。1958—1960年间的全国海洋综合调查，是中国历史上第一次大规模海洋综合调查；1980—1986年间，为开发、利用和保护沿海海洋资源，开展了“中国海岸带及海涂资源综合调查”；1989—1994年间则开展了“全国海岛资源综合调查”。除综合性调查之外，在一定区域还开展了许多污染专题调查。例如，在黄渤海区域的相关调查有1976年的黄渤海沿岸四省市污染联合调查；1979—1981年间的“渤黄海海域污染防治研究”，1982年的“黄海污染现状综合调查”；1982—1983年间的“渤海增殖环境调查”；1989年对胶州湾的环境综合调查与研究；1997年国家环保局组织的“渤海、黄海近岸海域环境综合调查”和1997—1999年间国家海洋局组织开展的第二次海洋污染基线调查等等。这些调查在海洋环境污染对海洋生物和生态影响方面积累了丰富的数据。

除了进行综合性和专题性调查以外，我国还于1984年成立了“全国海洋环境监测网”，开展对海洋水质、沉积物、生物残毒和大气状况的定期监测，对海洋环境的变化进行连续跟踪。但是，全海网在生物方面的监测项目比较少，还不能提供关于海洋生物与生态变化的足够资料。

在环境生态调查中，调查对象通常包括微生物、浮游生物、底栖生物和游

泳动物等。但由于游泳动物具有很强的迁移能力,所以对游泳动物群体变化的调查结果很难和局部区域的污染情况联系起来,因此很少用于污染生态的调查之中,在此不做讨论。其他生物类群的变化可以体现在生物量变化、优势种更替、群落结构改变、多样性变化等方面。

(二) 微生物

海洋中的微生物类群具有非常重要的生态学意义。微生物类群担负着海洋环境中有机物质的分解再生工作,是海洋生态系统物质循环的一个重要环节,微生物对有机物的降解能够影响藻类的繁殖和生长过程,特别是对赤潮等生态异常现象的作用十分值得关注。同时部分微生物能够利用小分子有机物质合成生物大分子物质,重新进入食物链,构成二次生产力。从环境污染角度来看,微生物对污染物的降解作用可以降低污染物的负荷量,减轻污染物对其他海洋生物的毒害作用。但是,微生物也能够给海洋生态环境带来危害,如在厌氧环境中的微生物可以产生一些有害代谢物质,如硫化氢,能够对海洋生物产生毒害作用,这类事件常常发生在大规模的赤潮之后。在密集的水产养殖区,如果沉积物中有机质大量积累,也容易造成局部厌氧环境而导致微生物产生有害代谢物质,影响海洋生态系统。因此,海洋环境中微生物类群的变化将对海洋生态系统造成影响。

海洋中微生物类群的变化有其特殊性,一方面,海洋环境污染能够影响自然海洋环境中的微生物的数量、分布和结构;另一方面,人类活动产生的生活污水、医院污水、工业废水、地表径流冲刷和养殖废水等排放入海的淡水型病原微生物本身也是重要的生物污染物,它在海洋环境中的存在与否直接表明了海洋环境的污染状况。在不同的温度下,这些病原微生物能够在海水中存活数天到数月。海洋中的病原微生物能够通过直接接触或食物链传播对人类健康造成危害。同时,病原微生物能够作用于其他海洋生物,尤其是养殖生物,导致生物的大量死亡。

近岸海域微生物类群不仅包括海洋型细菌,也包括由地表径流、人类活动等带来的淡水型细菌,分布规律通常具有近岸区高、远湾区低的特点。海洋型细菌一般为革兰氏阴性杆状细菌,大部分细菌具有运动能力并有色素,海水中的细菌以假单胞杆菌属、弧菌属和黄杆菌属比较普遍,沉积物中则以芽孢杆菌属的细菌比较常见;淡水型细菌没有明显规律(钱振儒等,1988)。对海洋中微生物类群的调查主要针对异养细菌,以研究其与有机污染的关系及对有机污染可能的指示作用。通常在洁净的水域中,海洋型异养细菌以弧菌属和假单胞杆菌属细菌为主;而有机污染状况下,则常常以不动杆菌属为优势。但是,

在河口区等陆源微生物的重要输入区域，营养细菌则主要以淡水型细菌为主。1984年对渤海湾海河口区异养细菌的调查表明细菌中优势种都是来自陆上地表径流输入（张景镛等，1988）。异养细菌的数量和丰度通常和环境中有机物的含量有密切关系，在海河口区、九龙江口、大亚湾等海域异养细菌数量和有机质间关系的研究都证明了这一点（陈绍明等，1986；张景镛等，1988）。在异养细菌中，大肠菌群与海水中有机污染的相关关系明显高于其他异养细菌，因此陆源输入的粪大肠菌群数量已被用作重要的水质指标，监测陆源排污和有机物污染状况。当存在油污染时，微生物数量和结构也将发生变化，烃类氧化菌数量将有明显上升。有研究表明，大型海藻表明的细菌组成和数量也会受到石油污染的影响，从而破坏了海藻与细菌的共存状况，甚至可能出现对海藻有害的细菌（丁美丽等，1981）。

（三）浮游生物

浮游生物包括浮游植物和浮游动物两大类群。浮游植物处于海洋食物链的底层，是海洋环境中初级生产力的重要组成部分。浮游动物是维系海洋食物链的重要中间环节。浮游生物数量的变动将对海洋生态系统的功能产生显著影响。典型的事例是浮游植物的异常增殖现象——赤潮，赤潮的发生将对海洋生态系统造成灾难性的破坏。

污染物对浮游植物的影响主要体现在生物量的变化、优势种的更替，群落结构变化，以及有害赤潮的发生等。其中生物量的变化与环境污染影响的关系比较难以确定，因为影响浮游植物生物量的因素很多，除光照、温度、潮流等环境因素影响之外，还受到营养物质（富营养化）和环境污染等上行效应（Bottom up）的影响，以及高营养级生物摄食所产生的下行效应（Top down）的影响，污染物只是影响因素之一。与之相比，优势种的更替和群落结构的变化更有可能表现出污染的作用。环境污染对浮游植物的作用表现在两个方面。一方面，一些有毒污染物的增加将对浮游植物产生毒性效应，抑制浮游植物的繁殖和增长，而另一方面，向海洋环境中排入的营养盐和有机污染物能够改变海洋环境的营养状况，包括营养盐浓度和结构，从而影响到浮游植物组成和生物量的变化，导致有毒或有害藻赤潮的出现。在1979—1980年间对锦州湾的三次调查中发现，锦州湾浮游植物生物量有自湾口和两侧向湾底逐渐增加的趋势，浮游植物分布与污染物浓度的分布呈正比，表明污染物尚未对浮游植物产生明显毒害作用，而石油等有机污染物则促进了藻类的繁殖和生长（沈亮夫，1984）。但是，污染物的存在已经对浮游植物的群落结构产生影响，具体表现在优势种是以比较耐污的骨条藻为主，对浮游植物群落的拟合对数正态分布

评价也表明在临近污染源区域，浮游植物群落正常的对数正态分布已被破坏，结构受到影响(贾树林，1983)。在渤海湾的调查也有类似结果，以前的优势种角毛藻种数和数量都明显减少，而为较耐污的骨条藻、尖刺菱形藻和奇异菱形藻等所代替，而且浮游植物多样性指数也明显降低(邹景忠等，1988)。其他海域，尤其是污染比较明显的河口、海湾区域浮游植物群落变化有类似趋势。

我国沿海浮游动物的生物量和群落结构分布有一定规律，表现在沿中纬度海区向低纬度海区，浮游动物的种类数有所上升，而生物量则有所下降。生物量的高值区通常出现在河口、港湾和上升流区等，而且在不同海域表现出不同的季节变化趋势(肖贻昌，1993)。浮游动物对环境污染比较敏感，对环境污染的反应可以表现为敏感种类消失、耐污种类逐渐出现，群落种类组成趋向简化，生物多样性和种均匀度降低、单纯度升高等。生物量有时也有变化，但与浮游植物生物量变化类似，很难将污染的作用与其他环境因素的影响区分开来。以 80 年代初渤海湾调查结果为例，在渤海湾浮游动物群落结构有明显变化，耐有机污染种类模糊裸腹蚤占据绝对优势，数量高达 13 600 个/m^3，占浮游动物总量的 67%；并且有自内河口向外逐渐递减的趋势，与污染物含量的变化一致，表明浮游动物群落受到有机污染的明显影响(环境质量调查报告，1989)。同时期对长江口和杭州湾的浮游动物调查结果表明，不同区域的浮游动物群落组成和结构受水团、海流等影响较大，与以往相比，群落组成和结构变化不大，而浮游动物生物量虽有所下降，但难以判定是否是污染的作用(朱启琴，1988)。在长期经受污染影响的局部水域，浮游动物的变化非常明显，1989 年黄骅地区浮游动物调查表明太平洋纺锤水蚤具有明显优势，占浮游动物总数量的 77%，而且有原生动物附生现象。同年对杭州湾石化总厂附近海域的调查也发现浮游动物群落有种类数少、多样性低、单纯度高等特点，说明已受到污染影响(陈亚瞿等，1992)。就某一海域整体来看，浮游动物结构也有变化，以渤海湾和胶州湾为例，以往罕见的太平洋纺锤水蚤现在已成为比较突出的优势种(肖贻昌，1993)。

(四) 底栖生物

底栖生物类群也是海洋生态系统的重要组成部分，对海洋生态系统结构和功能的维持非常重要。底栖生物的作用大致包括对水体演化和营养传输的作用，对碳、氮、硫循环的作用，对污染物的迁移、转化的影响，对沉积物的稳定性和迁移过程影响等。

底栖生物对人类活动影响的反应可以表现在分布变化、耐污种类出现、群落结构变化等方面。由于沉积物是海洋环境中污染物的最终归宿，而且沉积

物环境的特殊性决定了污染物的低降解速率,所以沉积物中污染物浓度通常较高,并且能维持很长时间,相应的底栖生物受到的影响也比较大,在一定程度上更能够体现出环境污染的作用。同时,在对南海北部近海三个海区多航次的调查中发现,不同因素,如浊度、pH、沉积物组成、季节变化等,对大型底栖生物的多样性影响不大,生物多样性比较稳定。虽然这种现象可能只在一定区域出现,但也表明,在一定的海区范围内进行污染与未污染区域生物多样性的比较是可行的(王化泉等,1985)。因此,在生物调查中通常以底栖动物作为对象,监测和评价环境污染情况。

对有明显污染的海区进行的底栖生物调查最能体现底栖生物在环境压力下的变化。80 年代初对锦州湾的调查结果表明,该海区存在严重的沉积物污染,在排污口附近甚至形成无生物区,潮间带形成以耐污种双齿围沙蚕和日本大眼蟹为主的生物群落,由内向外有双齿围沙蚕逐渐减少而日本大眼蟹逐渐增多的趋势,取代了以往的以双壳类为优势的底栖生物群落。潮下带生物多样性也很低,以耐污的冠毛须腮虫和泥螺形成优势。向湾口有生物多样性逐渐增加的趋势,生物组成也接近正常海域。说明该海域的沉积物污染,尤其是重金属污染,已经强烈改变了该区域的底栖生物群落的结构。在其他一些存在明显污染的海域,底栖生物也都存在生物多样性降低,耐污的指示生物占据优势等特点,如渤海湾北塘口的日本刺沙蚕和光滑狭口螺、小头虫、双齿围沙蚕和冠毛须腮虫等占据绝对优势;大沽口附近以围吻沙蚕为主;胶州湾李村河入口区沿潮间带向下分别以百幕大泮蛹、双齿围沙蚕和日本刺沙蚕等为主,表现出明显的沿污染梯度的分布特征;杭州湾底质也有明显的有机污染,生物以光滑狭口螺、中蚓虫、彩虹明樱蛤、中国绿螂、四角蛤蜊、日本大眼蟹和沙蚕等为主……(环境质量调查报告,1989)。对比不同采样时间底栖生物多样性的变化,也能够说明海洋环境污染状况的动态变化情况。如从 60 年代初到 80 年代末对胶州湾沧口区潮间带生物的调查表明,生物多样性有明显降低趋势(表 7－1),尤其以大型底栖生物降低最为明显。而对 80 年代初到 90 年代中期厦门港附近排污口底栖生物的调查则表明底栖生物优势种几经变化,结合丰度—生物量比较,认为该海域的污染有所减轻(洪华生等,1997)。

总的来看,在我国,人为活动的影响,尤其是海洋环境污染已经引起了海洋生态系统的变化,这种变化在一些河口、海湾等区域表现得尤为明显。但是,综合以往的调查,还有一些问题值得关注。首先,应当注意采样方法的可靠性和可比性,不同的取样方法可以得到不同甚至截然相反的调查结果。例如对底栖生物的样品采集工作,如果采用不同的采集装置,如拖网、箱式采样

器或采泥器，所采集到的底栖生物有明显差别，在此基础上分析得到的生物多样性数据也会产生明显差别，不利于调查结果的对比。采用经过反复验证并且可比的方法，可以大大增加数据和结论的可信性，并且可以进行时间或空间序列上生态系统变化的比较。其次，还应当更多考虑调查的设计和数据的处理过程。在以往进行的调查中，数据分析通常是采用生物多样性、种均匀度等单变量进行分析，有的调查结果采用了群落的拟合对数正态分布和丰度—生物量比较等图示方法，通过这些方法所得到的结论仍有值得讨论的地方。生物多样性、种均匀度及丰度—生物量比较等容易受到多种因素的影响，仅仅依靠对这些指标的评价很难将环境因素从众多的影响因素中分离出来。以河口和近海调查得到的生物多样性分析结果为例，河口区域的生物多样性常常低于近海，而这种差别很容易被归于河流所携带的污染物的影响。但实际上，河口区域的特点使得河口区常有少数物种大量存在的现象，即便是在没有明显污染的河口区也有这种现象。因此，通过简单的比较得出河口区低生物多样性出于污染的结论是不太可靠的。可以通过对调查数据的多变量分析来减少信息损失，进一步确定生态系统变化与人类活动和环境污染之间的关系。再次，以往的调查主要集中在受人类活动影响较大的区域，对于影响比较轻微的区域关注不够，常常认为这些区域没有受到影响。而且，所采用的方法常常是以生态指标为主，只是对已发生变化的一种表现和概括，而无法监测到污染物对海洋生物的轻微影响。因此，在调查中，还应当结合不同生物层次的其他监测技术，尤其是具有预测能力的生理生化指标。而这需要对各种生物监测技术有充分的了解。

二、海洋生物监测技术

（一）概述

生物监测技术是采用生物或生态系统对海洋环境污染及其变化的反应来监测海洋环境污染状况和变化动态。与物理和化学监测技术相比，尽管生物监测在灵敏度、重现性等方面都有所欠缺，但是，生物监测针对的是环境问题的核心部分——受到影响的生物。虽然物理和化学监测能够给出一定时间和空间范围内某种污染物的变化规律，但监测的结果却不能表明污染物可能导致的效应和危害；而生物监测的结果则直接体现了污染物作用下生物和生态系统的变化。生物是环境污染最终效应的体现者和环境保护的对象，所以生物监测指标最能够反映人类活动干扰或污染所造成的影响。

生物监测的指标选择是建立在对自然生态的调查和生态毒理研究的基础上，只有理解和掌握了海洋环境污染与其导致的生物效应之间的关系，才能有

针对性地选择适当的生物监测指标。但是,并非所有污染物所导致的生物效应都可以用作生物监测的指标,需要从生物指标指示污染的可能性、方法的可靠性及实用性等方面对生物指标的选择进行综合考虑。

生物监测最初包括生物毒性测试和指示生物(生物质量监测)等形式。生物毒性测试是采用被普遍接受的标准实验生物,按照既定的实验程序,对水质状况进行生物学评价,实质上是毒性实验,但实验本身在生态学预测上没有特别重要的意义。指示生物包括两个方面的内容,首先,由于一些生物能够从水体或从食物链中富集污染物,使得一些生物体内的污染物浓度比环境中污染物浓度高数十到数百倍。例如,贝类中牡蛎能够大量积累重金属铜和锌,而鱼类和哺乳类对六六六、DDT 等有机氯农药具有很高的累积能力。因此,可以通过对生物体内污染物的分析来评价环境污染状况。其次,通过对一定时空范围内生物种类变化的监测也可以反映环境污染状况与变化情况,如以耐污种类的出现进行生物监测等。

随着人们对海洋生态系统认识程度的增加,以及其他生物学技术的发展,生物监测技术得到了长足的发展,监测的指标也在向宏观和微观两个方向发展。宏观方向注重对生态学指标变化的监测,在微观方向上积极探索各种污染物的生物标志物,寻找生理生化乃至分子水平上的生物效应指标(Kramer K.J.M.,1994),结合生物学新技术,对污染情况进行监测。表 7－3 概括了主要的生物学监测指标。

表 7－3　部分海洋生物监测技术列表

种类	名　称	种类	名　称
群落	生物量 多样性 丰度 种分布特征 丰度/生物量比例等	种群	数量 性别比例等
个体	生物毒性测试 　微藻毒性实验 　贝类幼体毒性实验 　糠虾毒性实验 　水蚤毒性实验等 指示生物 　小头虫 　线虫/桡足类比例等 生理指标 　生长潜力 　在空气中存活时间 　壳运动反应 　耗氧率 　体况指数 　生长	亚细胞	混合功能氧化酶 金属硫蛋白 超氧化物歧化酶 谷胱甘肽－S－转移酶 代谢终产物 热激蛋白 溶酶体稳定性 能量变化 ATP 酶 代谢中间产物 遗传效应(染色体畸变,DNA 完整性)

（续表）

种类	名　称	种类	名　称
细胞组织	性腺指数 糖原含量 胞外空间 自由氨基酸跨膜分布 无机元素跨膜分布 组织病理学特征		

生物监测的目的很多，包括对污染物进行入海控制、保护人类健康、确定污染及其生物生态效应的时空变化趋势，以及向决策者提供环境管理数据等。对环境污染状况的生物监测可以分为三个过程。首先，生物监测应当指明在人类活动干扰或污染压力下，生物系统是否发生了变化，在这一阶段可以选择生物毒性实验结果或形态—病理异常等作为监测指标。其次，生物监测应当指明所发生变化的程度和范围，在这一阶段可以采用生物群落结构变化、生长潜力等监测指标。最后，生物监测还应当给出导致变化的污染物的有关信息，在这一阶段可以采用具有特异性的生物标志物，如金属硫蛋白、混合功能氧化酶等作为监测指标。

（二）生物个体指标

1. 生物毒性测试

生物毒性测试（Bioassay）实际上是毒性实验，但与毒性实验相比，两者的目的和侧重点略有不同。生物毒性测试的目的是对进入环境的外源化合物的毒性状况做出评价，因而通常采用经过反复验证的实验生物，按照一定的操作要求和程序进行实验，根据实验生物的效应指标，如半数致死浓度、半数效应浓度等，对污染物状况做出评价。评价的结果常常被提供给行政管理人员或决策者作为制定法令法规或采取行政措施的依据。毒性实验的目的主要是为了了解污染物对实验生物的毒性效应和可能的作用机制。在毒理学中一般不对两者进行区分。通常用于毒性测试的海水生物种类包括鱼类、贝类、甲壳类和桡足类中的一些生物（表 7－4）。对于生物测试程序也有严格要求，以便得出可靠和可比的结论，表 7－5 列举了美国公共卫生协会（American Public Health Association）、美国测试与材料学会（American Society for Testing and Materials）及美国环保局（Environmental Protection Agency，EPA）所规定的一些生物测试标准程序。



表 7－4 海水生物毒性测试中通常采用的实验生物

脊椎动物	鱼类 *Cyprinodon variegatus* *Fundulus heteroclitus* *Fundulus similis* *Menidia sp.* *Gasterosteus aculeatus* *Lagodon rhomboides* *Leiostomus xanthurus* *Cymatagoster aggregata* *Oligocottus maculosus* *Paralichthys dentatus*, *P. lethostigma* *Platichthys stellatus* *Parophrys vetulus* *Clupea harengus*
无脊椎动物	桡足类 *Acartia clausi*, *A. tonsa* 虾 *Penaeus setiferus*, *P. duorarum*. *P. aztecus*, *Ceangon septemspinosa*, *Pandalus jordani*, *P. danae*, *Ceangon nigricauda*, *Mysidopsis bahia*, *M. bigelowi*, *M. almyra* 蟹 *Callinectes sapidus*, *Hemigrapsus* sp. *Pachygrapsus* sp. *Carcinrs maenas*, *Uca* sp. 牡蛎 *Crassostrea virginica*, *C. gigas* 多毛类 *Capitella capitata*

表 7－5 美国和加拿大一些机构对海水毒性测试的要求列表

来源	序号	毒性测试种类
美国公共卫生协会	8111	生物刺激(藻类生产)
	8112	浮游植物毒性测试程序
	8310	珊瑚生物毒性测试程序
	8410	纤毛虫毒性测试程序
	8510	环节动物毒性测试程序
	8610	贝类生物毒性测试程序
	8710	小型甲壳类毒性测试程序
	8712	水蚤毒性测试程序
	8720	大型甲壳类毒性测试程序
	8910	鱼类生物毒性测试程序

(续表)

来源	序号	毒性测试种类
美国测试与材料协会	E-1191-90 E-729-88a E-1241-92 E-1440-91 E-724-89 E-1463-92 E-1367-92 E-1192-88 E-1498-92 E-1218-90	糠虾生命周期实验指南 鱼类、大型无脊椎动物、两栖类生物毒性实验指南 鱼类早期阶段生物毒性实验指南 褶皱臂尾轮虫急性毒性实验指南 四种双壳类幼体静态急性毒性实验指南 美国西部糠虾静态和动态进行毒性实验方法指南 以端足目生物进行10天的沉积物静态毒性实验指南 以鱼类、大型无脊椎动物、两栖类生物进行排放污水的进行毒性实验方法指南 大型藻有性生殖实验指南 微藻96 h静态性实验方法指南
美国环保局		以糠虾 *Mysidopsis bahia* 测试排放污水急性毒性方法 以 *Cyprinodon variegatus* 测试排放污水急性毒性方法 以 *Menidia* sp. 测试排放污水急性毒性方法
美国环保局有毒物质控制法规	797.1050 797.1075 797.1400 797.1440 797.1520 797.1560 797.1600 797.1800 797.1930 797.1950 797.1970	微藻急性毒性测试方法 淡水与海洋微藻急性毒性测试方法 鱼类急性毒性测试方法 鱼类急性毒性测试方法 鱼类生物浓缩测试方法 鱼类生物浓缩测试方法 鱼类早期生活阶段测试方法 牡蛎急性毒性测试方法 糠虾急性毒性测试方法 糠虾慢性毒性测试方法 对虾急性毒性测试方法
加拿大		使用海洋和河口端足类测试沉积物毒性 棘皮动物孵化测试

2. 生物指示

如前所述,生物指示的含义包括三个方面,即以污染前后物种的消失或出现、生物体内污染物含量的变化,以及生物所表现出来的生理生化或组织学上的变化等指示环境质量状况及其变化过程。但是,进入90年代以来,对于生物所表现出来的生理生化或组织学变化通常被给以一个专门术语"生物标志物(Biomarker)",这在下一部分将专门进行讨论,以物种变化指示环境状况也将在后面生态指标中讨论。这里主要讨论以生物体内污染物含量状况对海洋环境质量状况的指示和监测。

海洋环境中的污染物可以通过多种途径进入生物体,经过一定的运输、分

布和生物转化过程之后，或者以某种形态保留在生物体的某一部位，或者被生物排出体外。生物体内的污染物对海洋生物的影响将通过两个方面表现出来。首先，生物体内保留的污染物通过对靶器官的作用，产生毒害作用。其次，在生物体内保留的污染物会影响生物的品质，尤其是那些重要的经济水产生物。

生物体内累积的污染物主要是从水体中吸收和从食物中摄取的。从水体中吸收污染物的过程称为生物浓缩过程，是低营养级生物体内污染物的主要来源。如果污染物比较稳定，在生物体内保留时间长，那么，将有一部分污染物通过食物链传递到高营养级生物体内，成为另一重要的污染物来源。部分污染物，如甲机汞，在生物体内的浓度有沿食物链逐渐增加的趋势，称为生物放大现象。由于水体中污染物常常处于较低的浓度，不利于进行分析，所以，可通过对生物体内污染物含量的分析，对环境污染状况进行评价。

生物从水体中浓缩污染物的能力可以以生物浓缩因子表示(Bio - Concentration Factor, BCF)。一般说来，污染物在生物体内的累积状况与水体中污染物浓度有相关关系，但是这种相关关系又受到环境因素、生物种类、生物生理状况，以及污染物特征等因素的影响。环境因素包括温度、盐度、光照强度等。不同生物对污染物的积累有明显差别，处于较高营养级的生物，如肉食性鱼类，其体内污染物有相当一部分来自食物链传递，它所积累的主要是稳定性高、不易排出和分解的污染物，如有机汞和有机氯农药等。而处于低营养级的生物，如藻类和贝类等，体内的污染物主要来自水体，而生物链的浓缩效应很小，表现在重金属等污染物含量较高。因此，双壳类中的一些物种经常被用作重金属的生物指示。应当注意的是，即便是同一类生物，对污染物的累积能力也不相同。在双壳类中，牡蛎累积铜、锌的能力最强，对汞的累积能力也较高；而毛蚶对镉有很强的累积能力，锥螺对镍也有一定的累积能力，可以作为重金属的指示生物。

对指示生物的选择有一定的要求，对此已有不少总结，大致包括以下内容：指示生物应对污染物有较高的积累能力，并且能够反映环境中污染物的生物可利用性；在地理分布上应比较广泛，而且应适合进行周年采集；易于进行样品采集和分类学鉴定；最好营固着生活并能耐受盐度和浊度的变化等。有多种海洋生物被尝试用作生物指示，包括大型藻类、甲壳类、贝类和鱼类中的一些物种。在大型藻类中，褐藻和绿藻的一些藻种体内重金属含量能够较好地反映水体中重金属的污染状况。而双壳类中贻贝则被用作标准的指示生物，进行大范围的生物监测工作。美国在1976年组织实施了贻贝监测网络计

划(Mussel Watch Network),利用贻贝和牡蛎监测海洋环境中的重金属、石油烃和氯代烃、放射性核素等(表7-6)。此后,又开展了国际性贻贝监测计划,其他国家也开始实施贻贝监测,如法国在1979年实施,其中,我国还参与了部分样品互校工作,并在1990年组织实施了中国沿海经济贝类生物残毒调查。

表7-6 贻贝监测的主要污染物种类

污染物类型	污染物名称
无机污染物	主要元素 Al, Fe, Mn 微量元素 As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Ag, Zn, Sn
有机污染物	有机氯农药 2,4'-DDD,2,4,4'-DDD,2,4'-DDE,4,4'-DDE,2,4'-DDT,4,4'-DDT 艾氏剂,顺式氯丹,反式九氯,狄氏剂,七氯,七氯环氧化物,六氯苯,灭蚁灵等
	多氯联苯 PCB8,18,28,44,56,66,101,105,118,128,138,153,179,180,187,195,206,209
	多环芳烃 两环 联苯,萘,1-甲基萘,2-甲基萘,2,6-二甲基萘,1,6,7-三甲基萘, 三环 芴,菲,1-甲基萘,蒽,苊,苊烯 四环 荧蒽,芘,苯并蒽, 五环 苯并(a)芘,苯并(e)芘,a,h-二苯并蒽,b-苯并萤蒽,k-苯并萤蒽 六环 g,h,i-苯并芘 1,2,3-Cd 茚并芘
	丁基锡类 一、二、三丁基锡

3. 生理指标

(1) 生长潜力

生长潜力(Scope for growth)是一项综合的生理指标,它所反映出的是生物在能量吸收和消耗方面的平衡。能量是生物生存和繁衍的基础,正常情况下生物所获得的能量足以维持其代谢、生长和繁殖等需要。但是,如果因污染

等环境因素而使生物受到影响，其正常的能量代谢平衡将被打破。生长潜力就是通过分析生物的能量代谢过程，对生物状况做出综合评估，从而评价生物所处的环境状况，它所反映出的是环境状况的综合影响。

异养生物所获得的能量来自对上一营养级的摄食过程，所摄取的食物中有一部分被生物体吸收利用，剩余部分排出体外。被生物吸收的能量主要用于维持生物代谢，以及生长和繁殖等。而生长潜力就是指生物用于生长和繁殖的那一部分能量，可以概括为 $P=(C-F)-(R+U)$，其中 P 是生物用于生长和繁殖的能量，C 为生物摄取的食物中的能量，F 为生物排出的粪便所带走的能量，R 为呼吸消耗的能量，U 为生物通过分泌等过程排出的废物所占的能量。可以看出，生长潜力综合了生物的各种生理过程。由于环境污染可以对各种生理过程产生影响，所以可以使用生长潜力的变化来指示环境污染的作用。这一方法的重要性包括：首先，生长潜力评价方法是对环境影响的一种敏感、综合和定量的反映；其次，它所体现出的效应，即对生长和繁殖的影响，具有重要的生态学意义；同时，由于它所反映出的是生物在能量代谢水平上的变化，所以具有一定的预测性；最后，这一方法可以比较方便地在实验室和野外条件下实施。

生长潜力分析可以在多种海洋生物中进行，包括鱼类、贝类和甲壳类。但是，出于监测的目的，一般选择贝类中的贻贝作为监测对象，因为贻贝具有分布广泛、固着生活、容易积累污染物等特点，所以，以贻贝生长潜力分析所得到的结果可以进行相互比较，并且是当地污染状况的体现。对于贻贝的许多调查结果表明，贻贝生长潜力与环境污染状况存在明显相关关系。污染物对贻贝许多生理过程的影响，如三丁基锡和铜等对摄食率的抑制，苯和三丁基锡等导致的呼吸作用加强，石油烃类化合物等对吸收作用的影响，都可以在生长潜力上体现出来。

总的看来，贝类的生长潜力能够体现出环境污染的综合影响，如果结合生物体内污染物的化学分析结果，并进行剂量—效应分析，将更有助于对污染物的识别。

(2) 贻贝在空气中的存活时间

生活在潮间带的贻贝能够在空气中存活，当离开海水后，贻贝实际上已经不再进行有氧呼吸，它所需的能量主要来自糖酵解这一代谢途径。贻贝在空气中的存活时间与其体内污染物的含量有明显的相关关系，这可能是由于污染物的存在降低了贻贝抑制代谢的能力，或者是抑制了贻贝厌氧代谢过程中 ATP 的产生。

贻贝在空气中的存活时间是对其体内污染物存在状况的一种综合反映，而且比较易于操作，是一种对环境污染状况比较简便的监测与评价方法。但是，贻贝在空气中的存活也受到许多其他因素的影响，如贻贝个体的差别及各种环境因素如温度、盐度和季节变化的影响等等。这种方法在环境监测中的应用还不是非常普遍。

（三）生物标志物

生物标志物(Biomarker)监测是80年代以后发展起来的新型生物监测技术，它是以环境中污染物的毒理效应为基础，采用环境污染影响下生物的生理、生化或组织病理变化作为指标来评价环境污染状况及变化情况。生物标志物所监测的是生物分子、细胞和组织水平上的变化，反映了环境污染的早期效应，属于前瞻性的生物监测。当监测到生物标志物的变化时，在更高的生物学层次，如种群、群落水平上，可能尚未发生明显变化。因此，生物标志物监测具有一定程度的预测性。但是，在实际应用中，应当将生物标志物指标和属于回顾性的生态指标联系起来，共同分析。

在以往的研究中发现，有很多生理生化和组织病理学指标有可能作为生物标志物进行监测(表7－3)，现就研究得比较成熟和有一定应用价值的生物标志物进行介绍。

1．混合功能氧化酶

混合功能氧化酶包括存在于细胞内质网上的多种生物酶，由于其主要的生物学功能是对亲脂性化合物进行催化，在分子中加入一个氧原子，因此又称单氧加氧酶。单氧加氧酶主要包括黄素蛋白单氧加氧酶和细胞色素P_{450}单氧加氧酶两大类，这两大类单氧加氧酶存在很多相似性，但细胞色素P_{450}单氧加氧酶更受关注。其基本反应过程为反应底物与细胞色素P_{450}酶结合形成复合物，在NADPH－细胞色素P_{450}还原酶催化下，接受来自NADPH的电子，将Fe^{3+}还原，这一过程有时需要铁硫蛋白参与。然后与O_2结合，并再次接受电子，形成过氧化物。随后O—O键被打开，形成底物自由基，并被羟基化，另外一个氧原子与H^+结合生成水。细胞色素P_{450}所能催化的基本氧化反应类型包括羟基化、环氧化、O—脱烷基和N—脱烷基(表7－7)等。

细胞色素P_{450}在生物体内的作用大致可以分成两类。首先是在生物体内物质合成和降解过程中的作用。由细胞色素P_{450}催化合成或降解的主要物质是甾类化合物及其衍生物，包括胆固醇、雄性激素、雌性激素、类固醇、胆汁酸和维生素D等。对于生物脂类代谢、性别决定和繁殖过程、钙代谢、盐的平衡等生物过程都有重要意义。其次，细胞色素P_{450}单氧加氧酶对外源化合物进

行代谢转化，是主要的Ⅰ相反应(Phase I Reaction)酶类。由于代谢后产物有毒性降低或毒性增加现象，所以也被称为致毒—解毒系统。

表7-7 细胞色素 P_{450}催化的主要反应类型和代表性底物

反应类型	代表性底物
芳香化合物环氧化和羟基化	苯并(a)芘，其他多环芳烃
脂肪烃羟基化	正己烷
N—脱烷基	氨基比林
O—脱烷基	7-乙氧基异吩噻唑
S—脱烷基	甲硫醇
N—氧化	三甲胺
S—氧化	苯胺
P—氧化	二苯基甲基磷
脱硫和打开酯键	对硫磷
氧化脱氨	对硫磷
氧化脱卤	精氨酸
还原脱卤	六氯苯

细胞色素 P_{450}酶用于生物监测的基础是它可以被一些污染物所诱导。这对于生物本身具有重要意义，因为细胞色素 P_{450}活性的增加表明生物对污染物的代谢能力加强，可以加速对污染物的代谢转化，降低污染物毒性或增加排除速率。环境中的亲脂性化合物，如多环芳烃、多氯联苯及含有这些化合物的工业废水都可以诱导生物体内细胞色素 P_{450}的合成和活性变化(表7-8)。因此，可以用生物体内细胞色素 P_{450}酶的变化对环境的污染状况，尤其是多环芳烃、多氯联苯等有机污染物的污染状况进行评价。但是也应当注意，生物体内细胞色素 P_{450}的诱导受到生物种类、性别、繁殖期及水温等生物自身因素和其他环境因素的影响，在生物监测时应当考虑。目前对于各种生物性因素和其他环境因素的影响机制和影响程度还不很清楚，有待于进一步研究。

表7-8 部分能够诱导鱼体内细胞色素 P_{450}产生的因素

多环芳烃 苯并(a)芘 3-甲基胆蒽 β-萘黄酮 异黄樟脑	多氯联苯 3,3',4,4'-四氯联苯 3,3',4,4',5-四氯联苯
氯代二噁英 2,3,7,8-四氯二苯并二噁英	工业污水 造纸厂漂白废水 炼油废水

细胞色素 P_{450}单氧加氧酶包括一系列功能相似的酶，其中对于细胞色素

酶1A亚族(CYP1A)的酶的研究最多。因环境污染物诱导而产生的细胞色素P_{450}酶的变化可以通过不同的方式进行监测,如信使RNA(mRNA)水平、细胞色素蛋白质含量、细胞色素酶的催化活性等。对mRNA水平的监测需要采用构建的标记互补DNA探针。这一方法目前还难以应用,主要是两个方面的原因,首先RNA的分离纯化过程比较复杂,因为mRNA不太稳定;其次,在污染物诱导之后,mRNA水平虽然有明显上升,但很快又恢复到原有水平,也不利于开展监测。对于细胞色素蛋白的监测,主要是通过免疫方法进行的。首先以细胞色素蛋白抗体与细胞色素进行特异结合,再以酶标记、荧光标记或放射性标记的二级抗体指示色素蛋白—抗体复合物,并进行定量分析。目前应用的免疫方法包括免疫化学、间接酶联免疫监测和免疫吸印(Immno－blotting)技术等。对酶活性的监测主要是通过对生物体内细胞色素氧化酶对不同底物催化活性的变化状况来进行,现在最常监测的是鱼体内乙氧基异吩恶唑—O—脱乙基酶EROD(ethoxyresorufin O－deethylase)和芳烃羟化酶AHH(aryl hydrocarbons hydeoxylase)的活性。通过对特异性底物催化反应后生成的荧光物质进行分析,对酶的活性变化作出评价。上述各种方法现在主要用在鱼类中进行污染物监测。

在各种海洋生物中,不同生物对污染物的诱导反应是不相同的。与其他海洋生物相比,鱼类体内混合功能氧化酶比较容易被诱导。以AHH活性为例,在石油烃、多环芳烃等诱导下,鱼类肝脏微粒体AHH活性明显增加,而在贻贝中其活性则没有明显的变化。但是,石油烃污染可以使贻贝消化腺细胞色素P_{450}和b5的含量显著增加,NADPH—细胞色素C还原酶,以及NADPH—新四氮唑还原酶活性也有增加现象,可以通过组织化学方法对NADPH—新四氮唑还原酶活性进行监测,作为监测混合功能氧化酶活性变化的指标(王初升,1986)。

使用混合功能氧化酶的诱导作为指标已在野外得到了初步应用。在我国也进行过石油烃污染对梭鱼肝脏AHH活性的诱导研究。

2. 金属硫蛋白

金属硫蛋白(Metallothionein, MT)是生物体内富含硫元素的蛋白质,与生物体内重金属代谢有重要关系。金属硫蛋白最初是从马的肾脏皮质中分离出来,它的主要作用被认为是保护生物免受重金属镉的危害。但是随后发现,金属硫蛋白不仅对镉,对其他重金属在生物体内的代谢也有重要意义,如铜、锌等。而且,金属硫蛋白在生物体内的分布也不是仅限于肾脏,在其他部位也有金属硫蛋白的分布。



到目前为止,在哺乳动物中共发现了四种类型的金属硫蛋白,它们在结构上差别不大,一般分子量界于6 000～7 000之间,分子由60～62个氨基酸组成,其中含20个左右半胱氨酸残基,但半胱氨酸残基之间并不形成二硫键。其中以MTI和MTII在生物体内的分布比较广泛。除具有调节重金属储存、运输和代谢的生理功能外,金属硫蛋白还具有拮抗电离辐射和清除自由基、参与激素和发育过程调节、增强机体应激反应,以及参与机体内其他重要生理过程的调节等功能。

对鱼类体内金属硫蛋白的研究始于70年代。首先在硬骨鱼类体内发现和分离到金属硫蛋白。一般鱼类中存在一种金属硫蛋白,但有的鱼体内存在两种金属硫蛋白,如鳗鲡、虹鳟等。鱼体内金属硫蛋白的结构非常保守,并且与哺乳动物金属硫蛋白存在明显差别,在两者的抗体和金属硫蛋白之间不能产生交叉反应。无脊椎动物体内金属硫蛋白的状况比较复杂,因为在无脊椎动物中,尤其是贝类中,还存在其他一些影响重金属代谢的因素,如非金属硫蛋白——镉结合蛋白,含铜的血蓝蛋白、磷酸盐颗粒等。在贻贝和牡蛎中都分离纯化出了金属硫蛋白,而且金属硫蛋白表现出相当高的多样性,并可以为重金属镉、铜等诱导。在一些蟹和龙虾中也存在金属硫蛋白。

利用金属硫蛋白进行环境监测的基础是它可以被重金属污染物所诱导。实验证明,硬骨鱼类体内金属硫蛋白可以被镉、铜、锌和汞等所诱导。诱导产生的金属硫蛋白及其mRNA与诱导剂量有相关关系。贻贝体内金属硫蛋白也可以被镉、铜、汞诱导。但是生物体内的金属硫蛋白也有正常的波动,并受到其他非污染因素的影响,如季节、繁殖期、发育阶段和水温的影响等。

目前对硬骨鱼类体内金属硫蛋白与重金属污染的关系已经了解得比较透彻。可以利用其体内金属硫蛋白水平对环境中重金属的污染状况和生物可利用性进行评估,但对无脊椎动物,由于其本身对重金属累积的复杂性,还需要进行更多的研究。一般说来,对监测生物的选择应至少满足下列要求,即生物体内不应有其他重金属调节系统与金属硫蛋白竞争,生物体本身金属硫蛋白或重金属背景值应很低,生物最好营固着生活或局限在一定的范围内。

重金属污染诱导的金属硫蛋白变化可以通过多种方法监测。与混合功能氧化酶诱导监测类似,金属硫蛋白监测可以在mRNA水平、金属硫蛋白含量和结合的重金属量三个水平上进行。使用标记互补核酸探针可以在mRNA水平上进行监测,这种方法非常灵敏,但也具有操作复杂等缺点。对金属硫蛋白水平的监测可以采用色谱法、极谱法和免疫法等。色谱法将从生物中提取的金属硫蛋白进行分离,对分离到的金属硫蛋白进行检测和定量,这种方法可

以分析不同种类金属硫蛋白的诱导情况，但是需要的样品量大。极谱法是通过对蛋白质中半胱氨酸含量的分析确定金属硫蛋白的含量。通过制备目标生物中金属硫蛋白的抗体，并加以放射性或酶标记，用以监测金属硫蛋白水平，是一种比较灵敏的监测方法，而且监测时间短，但是对不同种金属硫蛋白可能存在交叉反应低的缺点。对金属硫蛋白结合重金属量的测定可以通过金属饱和法和液相色谱—原子吸收（HPLC－AAS）联用技术。金属饱和法是以放射性汞或镉取代金属硫蛋白中结合的其他重金属，根据结合的放射性重金属状况对金属硫蛋白状况进行评价。HPLC－AAS 技术是通过排阻色谱对金属硫蛋白进行分离，并采用原子吸收光谱分析所得到的金属硫蛋白中重金属的含量，从而得到金属硫蛋白状况的信息。各种监测方法简单概括在表 7－9 中。

表 7－9　用于监测金属硫蛋白的方法及其灵敏度

方法	检测限	检测范围	实际检测限
凝胶过滤色谱	50 μgMT	100 μg～1 mg	100 μg/g
高效液相色谱—原子吸收	5 μgMT	10～100 μg	5 μg/g
金属饱和技术	1 μgMT	5～65 μg	5 μg/g
放射免疫技术	150 μgMT	0.15～7 ng	10 μg/g
酶联免疫技术	1 μgMT	5pg～7 ng	1 μg/g
极谱	0.5 μgMT	0.5～150 μg	15 μg/g

目前，已经在野外利用凝胶过滤色谱、极谱、放射性镉饱和分析和放射性免疫监测等技术对一些硬骨鱼类体内金属硫蛋白含量与重金属污染状况的关系进行了监测和分析。在我国，对金属硫蛋白已经进行了不少基础研究，在金属硫蛋白分子生物学、生物化学方面取得了不少进展，但尚缺乏将金属硫蛋白应用于环境污染监测方面的工作。

3．遗传学指标

在进入海洋环境的各种污染物中，三致（致癌、致畸、致突变）物质越来越受到重视。这一类污染物的量可能不如其他污染物，如重金属、石油烃、氮、磷那样显著，但它能够造成海洋生物的遗传物质损伤，并有可能在更高的生物层次上引起改变。能够造成海洋生物遗传物质伤害的因素包括进入海洋环境的三致污染物和因臭氧层破坏导致的紫外线辐射强度的增加等，但后者的效应目前还不是非常清楚。进入海洋中的化学物质可能由海洋生物体内酶的代谢而被活化，如混合功能氧化酶对苯并芘的氧化过程，并造成生物遗传物质的损伤。

对三致污染物的生物监测可以采用多种方法（表 7－10）。在海洋环境

中,采用比较多的是染色体畸变指标,如微核、姊妹染色体互换等,以及 DNA 完整性指标,如 DNA 加合物、甲基化程度降低和链断裂等。

表 7-10 三致物质生物监测的常用方法

监测对象	检测方法
点突变监测	Ames 实验
染色体畸变监测	微核实验,以及其他细胞遗传学测手段
重组监测	姊妹染色体互换等
形态学监测	肿瘤实验
DNA 完整性	DNA 加合物 液相色谱—荧光技术,气相色谱—质谱联用技术,^{32}P 后标记技术,免疫化学技术 甲基化程度降低 DNA 断裂 碱解链方法

微核技术是通过检测生物细胞质中存在的染色体——微核的状况,对环境污染做出评价。细胞中微核主要来自细胞分裂过程中没有进入子细胞核的无着丝粒染色体;也有一部分微核来自分裂后期因纺锤体功能丧失而引起的染色体滞留。微核技术已经被用于监测海洋环境中三致污染物状况,紫露草、贻贝等在微核监测中用得较多。

DNA 完整性监测(Integrity of DNA)是近年来特别受到关注的研究方向。监测的重点是 DNA 加合物、甲基化程度和 DNA 断裂。DNA 加合物的形成是由于一些已知的致癌化合物与 DNA 的共价结合,如多环芳烃、黄曲霉毒素等。加合物的形成被认为是致癌、致突变的起始步骤。对 DNA 加合物的监测可以通过对 DNA 进行酸水解,并对水解后的加合物进行分析和检测。检测可以通过多种方式进行,如^{32}P 后标记技术,是以核酸酶处理 DNA 水解产物,以去除正常核苷酸,保留带有加合物的核苷酸,再以^{32}P 标记 ATP 对带有加合物的核苷酸进行标记,并结合薄层色谱和放射自显影对加合物进行分离、显示和定量分析。其特点是对所有加合物进行标记,而不是针对特定的加合物,因此,可以对生物加合物的总体状况进行评价。除此之外,还可以利用高效液相色谱—荧光检测技术(HPLC-FD)、气相色谱—质谱技术(GC-MS)、放射性免疫或酶联免疫技术对水解产生的加合物进行检测,这些方法针对特定加合物,需要加合物标准物质进行定性定量分析和诱导产生抗体。

正常的 DNA 有一定程度的甲基化,致癌物质有时也可以通过对 DNA 甲

基化模式的改变而发生作用。在真核生物细胞中，m^5 - dCyd 是惟一甲基化的脱氧核糖核苷酸，并且其含量所占的比例比较稳定。在监测过程中，通常采用将提取 DNA 以多种酶水解，得到混合核苷酸，并分离各种核苷酸，比较甲基化和未甲基化的胞嘧啶核苷酸，根据比例的变化可以对 DNA 受到的影响进行判断。

DNA 链断裂是另外一种遗传物质的损伤，造成 DNA 断裂的原因很多，包括辐射、热能和一些化学物质等。对 DNA 断裂的监测可以通过碱解链方法。它的依据是，在体外碱性环境中，从双链 DNA 中释放的单链 DNA 数量与链上断点数目有比例关系。将分离纯化的 DNA 在一定的 pH 和温度作用下解链，通过控制反应条件分别使 DNA 保持双链结构、部分解链和完全解链，通过荧光分析，计算出部分解链反应中双链 DNA 所占比例，以此评价 DNA 链断裂的状况。以 DNA 链断裂作为评价指标已经应用在鱼类和双壳类的多种海洋生物中。

我国在三致物质的监测方面也做过不少工作。曾应用紫露草微核、蚕豆微核、紫露草雄蕊毛突变等技术对部分海域污染状况进行了监测，但在 DNA 完整性方面的工作还有待开展。

4. 机体抗氧化水平

在对外源污染物的代谢中，经常伴随活性自由基的产生，能够对生物机体造成损伤。活性自由基的作用包括使 DNA 断裂、脂质过氧化、酶活性丧失等。对此，机体能够产生正常的应激反应，使体内抗氧化物质和抗氧化酶的水平和活性发生变化，从而抵御活性自由基对机体的损伤效应。而这也是以机体内抗氧化水平的变化监测污染状况的基础。

机体内抗氧化水平表现在两个方面，即抗氧化物质水平和抗氧化酶活性。对海洋生物体内抗氧化水平的监测通常也从这两个方面进行。细胞内抗氧化物质包括水溶性的谷胱甘肽、维生素 C 和脂溶性的维生素 E 及 β 胡萝卜素等。与机体内氧化过程有关的酶类根据对谷胱甘肽的依赖性可以大致分成两类，即依赖谷胱甘肽的酶类和不依赖谷胱甘肽的酶类。前者包括谷胱甘肽过氧化酶、乙二醛酶等，后者包括超氧化物歧化酶、过氧化氢酶等。谷胱甘肽是体内最重要的抗氧化物质之一，可以通过清除细胞内含氧自由基来保护细胞膜免受脂质过氧化损害。同时，它也是许多酶的辅因子。谷胱甘肽过氧化物酶可以还原过氧化氢和有机过氧化物，保护机体免受氧化过程和自由基的损伤；而超氧化物歧化酶和过氧化氢酶则分别具有清除氧自由基和过氧化氢的功能。



能够诱导生物体内抗氧化水平变化的污染物包括多环芳烃和多氯联苯等有机污染物及镉、汞、铜等重金属元素。因此，生物体内抗氧化水平的变化并不是像混合功能氧化酶或金属硫蛋白那样具有一定的针对性，是一种综合反应。

对抗氧化水平变化研究较多的是鱼类、贝类和甲壳类中的一些生物。不同种类的生物之间在抗氧化水平的变化上也存在差异。以污染物作用下鱼类和贝类体内谷胱甘肽的水平变化为例，在贻贝等双壳类生物中曾多次发现其消化腺和鳃内谷胱甘肽水平因重金属影响而下降，下降的原因可能是由于谷胱甘肽与重金属形成复合物或者被氧化。但在鱼类的肝脏中，在重金属或有机污染物作用下，谷胱甘肽的水平在下降之后紧接着表现出明显的上升趋势，并且伴有半胱氨酸浓度增加、谷胱甘肽合成的酶活性增强等变化。因此，在以海洋生物体内抗氧化水平变化监测污染作用时应注意物种差别造成的影响。同时，生物体内抗氧化水平的变化也受到生物个体大小及季节变化等因素影响，在监测时都应当注意。

海洋生物体内各种抗氧化性指标对污染物的反应也不相同。在重金属污染区和对照区采集的贻贝体内乙二醛酶活性和谷胱甘肽水平表现出明显差别，而超氧化物歧化酶和过氧化氢酶的活性则差别不大。但是，将生活在清净区域的贻贝转移到污染区域时，其体内的谷胱甘肽过氧化物酶、超氧化物歧化酶和过氧化氢酶的活性都表现出上升趋势。这说明生物体内一些抗氧化酶对污染作用具有适应性，经过一段时间之后，酶的活性能够恢复到正常水平。因此，在选择生物抗氧化水平进行监测时，必须考虑选择恰当的监测对象，根据实际需要选择指标。

由于生物体内抗氧化水平的变化是一个比较复杂的过程，所以，它和污染物水平变化之间的关系不如混合功能氧化酶和金属硫蛋白那样明确，还需要进行研究工作，以确定它作为一种监测指标可以应用的范围和程度。在我国也进行过不少海洋生物中抗氧化水平变化与污染物的关系研究，如对虾体内抗氧化酶活性变化与有机污染的关系研究、微藻内抗氧化酶活性与有机磷农药的关系研究等。

5. 组织病理学指标

污染物通过与生物体内大分子结合或改变酶的活性等机制对生物造成影响后，所导致的生物效应将逐渐在细胞、组织等水平上表现出来，因此，通过组织病理学手段检测到的生物细胞、组织的异常变化也是重要的监测依据。海洋环境的特殊性决定了大多数污染物有存在浓度低、作用时间长等特征，对生

物表现出慢性毒性作用。长期慢性毒性作用下的细胞将逐渐发生结构上的变化，表现出各种病灶，使得组织病理学监测成为可能。

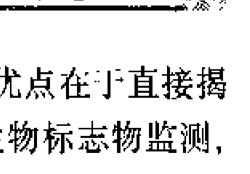
与其他分子生物学或生物化学的检测手段相比，组织病理学检测的操作程序、技术设备等要求相对较低。一般监测步骤包括对生物样品的简单鉴定和观察、固定生物样品、样品脱钙和其他处理、脱水、包埋、切片、染色、观察等。但是，由于海洋生物种类很多，个体间差别也很大，需要操作人员具有丰富的细胞学和组织学知识和经验，这在一定程度上限制了组织病理学作为监测手段的应用。

鱼类经常被用做组织病理学监测的对象，而尤其是以鱼类肝组织最为重要。因为肝组织是外源物质重要的代谢酶——混合功能氧化酶的主要分布区域，它在对外源物质进行代谢转化时可能会导致某些污染物的活化而最先受到伤害。污染物作用下，肝脏的组织病理变化可以表现在肝细胞坏死、上皮细胞增生、胆管增生、肝细胞过度生长、出现多核巨细胞、肝脏内皮细胞出现水泡，直至出现肝细胞病灶和癌细胞。

对无脊椎动物的组织病理学检查也可以用于监测环境污染状况，但使用不多。除个别研究之外，大规模的监测只有美国的贻贝监测计划，对采集的贻贝进行组织病理学监测，尤其是性腺指数和肿瘤情况的监测。部分实际调查结果证明，组织病理学监测能够比较好地体现环境污染状况。例如，美国的贻贝监测项目，贻贝健康状况明显有东岸低于西岸的特点，尤其是在人口密度高、工业发达的地区更为明显，表现在从东岸海域采集的贻贝体内寄生虫数量高于西岸。

从已有的工作来看，组织病理学监测是一种比较可靠的方法，而且也是联系分子水平变化与生态变化的中间桥梁。但是，这一监测对操作人员要求较高，可能限制它的广泛应用。目前我国在这一方面的工作不多。

除上述几种近年来发展比较快、比较有应用潜力的生物标志物监测手段之外，还有许多已经被证实或正在尝试的生物标记物研究。例如，对有机磷农药具有很高专一性的乙酰胆碱酯酶活性变化的监测已经得到普遍接受，碱性磷酸酶、Na^+/K^+ - ATP 酶活性变化等也有一定程度的应用。一些指标，如热激蛋白、氨基酸的跨膜分布、细胞内钙水平等，由于代表了生物对环境压力的综合反映，体现了生物环境中污染物对生物体能量代谢过程和功能调节过程的影响，也有可能作为生物标志物；但还需要进行大量的研究，以区分生物正常生理波动和环境污染引起的效应。此外，由于污染物可以通过不同的机制而起作用，所以，也有人提出采用多指标综合监测污染物所导致的生物效



应。总之，生物标志物监测是一类很有前景的监测方法，它的优点在于直接揭示污染物的作用机制，体现污染物的早期效应。通过有效的生物标志物监测，可以真正做到“防患于未然”，在污染尚未导致明显的生态效应之前采取措施，阻止人类活动对环境的破坏。应当注意的是，生物标志物监测必须基于海洋生态毒理的研究，只有通过生态毒理工作确定了污染物和生物效应的量—效关系之后，应用生物标志物监测所得到的结果才真实可信。

（四）生态指标

生态指标属于回顾性的生物监测指标，它所反映出的生物效应是人类干扰或环境污染下生态系统的真实反应。

在各大生物类群中，底栖生物最适合用于生物监测。尽管环境生态调查中浮游植物生产力和浮游生物群落结构变化都是重要的调查对象，但因为浮游生物个体太小，操作困难等原因，不太适合用作环境监测的对象。鱼类等游泳动物具有很强的活动性，在采样和评价上具有一定的难度，同样不太适用于环境生物监测。而底栖生物群落由于活动性差，而且生活在污染物浓度较高的沉积物附近，受污染物影响较大，通常具有富集污染物的能力，因此常常被选来用于指示环境污染状况。

1. 耐污种作为指示生物

由于环境污染的影响，对污染敏感生物的生长和繁殖逐渐受到限制，而耐污种类由于竞争压力的降低将大量出现于污染区，并最终占据优势，这是将耐污种类作为指示生物的基本原理。可以根据特定地区耐污生物的消长情况作为指示，评价该区域环境污染状况及变化情况。

小头虫（*Capitella capitata*）是最早被提出用于指示海洋环境中有机污染状况的指示生物。这是因为小头虫能够耐受低氧、高硫环境，在有明显有机污染的区域能够大量生长和繁殖，相反在清洁水域则很少存在；而且小头虫具有分布广泛、沿污染梯度有明显的分布特征，并且分布特征受季节变化影响小等特点，在有机污染的生物指示方面得到了广泛应用。除小头虫外，线虫也有可能作为有机污染的指示生物。在有机污染作用下的青岛湾潮间带底栖生物调查中发现线虫中的一些种类，如个体较大的钩线虫科中的一些种，同样具有沿污染梯度有季节稳定的分布特征，可以用作有机污染的指示种。但与小头虫相比，线虫种类分布有较强的区域性，这限制了使用特定线虫作为指示生物的应用性（党宏月等，1996）。其他可以用于指示局部海洋环境有机污染的生物还包括多毛类、寡毛类及螺类中的一些种，但应用得并不广泛。以耐污种作为污染生物指示的缺点是只能在一定程度上说明是否有污染问题存在，但对于

污染的程度则无法进行准确评价。

线虫—桡足类比值是另一种监测指标,提出于80年代初。提出这一指标的依据是在许多调查中发现,随着污染程度的增加,动物群落中桡足类数量逐渐降低,而线虫由于对低氧、高硫环境的耐受能力而逐渐增加,因而两者比例也会逐渐增加。根据一些调查的结果,在潮间带区域,线虫—桡足类比值100可以作为污染与否的界限。这一方法的优点是无须进行复杂的分类学鉴定工作,只须对线虫和桡足类进行计数就可以进行评价,并且可以得到污染程度的初步信息。但是,这一方法也有明显的不足之处,因为沉积物类型对线虫—桡足类比值也有明显影响,而且这一比值有明显的季节变化。

2. *种群参数*

以种群参数评价污染情况的例子很少。虽然在实验室内进行了比较多的环境污染对生物种群动态的影响实验,但却很难把实验结果应用到实际环境中进行预测或监测。然而,以螺类种群参数或雌性个体性畸变状况作为对海洋中三丁基锡污染却得到了广泛的重视,成为三丁基锡生物监测的一项重要手段。

早在70年代,螺类性畸变(Imposex)就已经被发现,表现在雌性个体出现雄性特征。80年代初,又发现了三丁基锡会导致螺类性畸变的出现。英国沿海大量的螺类性畸变现象被归因于海洋中三丁基锡的污染,而实验室模拟实验也证明了螺类性畸变可以被含三丁基锡的防污涂料所诱导。在实验的几种有机锡化合物中,三丁基锡的效应最为明显。这一现象最终被作为有机锡的生物监测指标。毒理实验发现,螺类性畸变现象是海洋生物对三丁基锡最为敏感的生物反应之一,在ng/L水平上就可以导致螺类雌体出现雄性特征,并且性畸变的程度与其体内三丁基锡的含量成正比。

在三丁基锡存在的情况下,螺类的雌性个体会出现雄性性状,如出现输精管等。在严重污染时,会使输卵管阻塞,导致雌体不育。调查发现,对大多数螺类来说,性畸变是一种不可逆的现象。雌性个体一旦出现了严重的性畸变,就会影响到螺类种群的雌雄比例,并且导致种群内幼体数目下降,最终导致螺类种群衰落。在评价螺类种群受影响的程度时,通常采用下列指数,一是种群的丰度,即单位面积上螺类的个数;二是螺类种群中幼体数目;三是螺类性畸变的程度,有两个指标可以应用,即阴茎相对大小指数(Relative Penis Size Index, RPSI),代表雌体与雄体阴茎体积或重量之比;和输精管序列指数(Vas Deferens Sequence Index, VDSI),代表雌体内输精管发育的不同程度。在对一些污染严重的海岸进行调查时发现,种群内雌雄比例下降,幼体数目减少,单



位面积上螺类个体数减少，种群出现衰退现象。

螺类种群的衰退现象，尤其是性畸变现象，作为一种生物监测的方法，受到了普遍的重视。这一方面是由于螺类种群对三丁基锡高度的敏感性，另一方面，作为一种生物监测方法，性畸变判定比较简便。在1987年，英国政府把水中有机锡的浓度限制标准由20 ng/L降低到2 ng/L，就是意识到三丁基锡在ng/L水平上也会产生有害效应，如螺类性畸变，牡蛎贝壳的变厚、空腔等。由于对环境中痕量有机锡的化学分析非常困难，通常需要复杂的仪器设备和专门的分析人员，这在一定程度上限制了对环境中有机锡的监测。而螺类性畸变监测技术不须复杂的操作，只要有显微镜和一定的生物知识就可以进行，比之化学分析的复杂操作容易得多，也不像化学分析方法那样昂贵，尤其是它可以直接体现三丁基锡对生态系统的危害作用，因此被认为是一种极好的生物监测方法。

螺类性畸变监测技术也存在一些缺点，表现在：雄性的阴茎长度随季节变化、一些出现输精管的雌体并没有长出阴茎、营养不良等其他因素会导致雄性阴茎变短，而且一些实验室内的研究表明，性畸变并非只有三丁基锡才能诱导，含铜的防污涂料也可能导致螺类的性畸变。但是，尽管存在一些缺点，螺类性畸变在有机锡污染研究中的作用仍然不能忽视。因为调查表明，大部分螺类的性畸变确实是由三丁基锡引起，同时，在各国立法限制三丁基锡的使用之后，螺类种群开始出现恢复现象，这从另一个角度说明了螺类性畸变在三丁基锡生物监测中的可行性。如果结合化学分析方法，将进一步增加螺类性畸变监测的可信性。

3. 底栖生物群落结构变化

对底栖生物群落结构变化的分析方法很多，都是基于这样一个理论，即在人类活动干预或环境污染压力下，生物群落结构将发生变化，敏感的种类将逐渐消失，而具有较高耐受性的生物种类由于竞争压力的降低而占据优势，使得群落结构趋向简化，种类间的分布平衡被打破。各种方法实际上都是通过数学手段，捕捉各种信息，确定群落结构的变化与污染之间的关系。这些方法大致可以分成三类，即单变量分析、作图分析和多变量分析。

(1) 单变量分析

单变量分析是通过计算和比较代表群落结构信息的单一变量，确定不同群落或同一群落不同时间的结构差别。单变量分析中通常被采用的是Shannon－Weiner生物多样性指数，均匀度指数，以及Shannon－Weiner均匀度比例（Shannon－Weiner Evenness Proportion, SEP）等。

Shannon－Weiner 生物多样性指数最初是指物种多样性，其应用最为广泛。它所体现的是群落的种类数和每一种类的个体数特征，当这两项因素发生变化时，多样性指数也会相应变化。群落的种类越多，各种生物之间个体数差别越小，生物多样性指数也就越大。生物个体多样性的计算公式为

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} P_i \log_2 P_i$$

式中，H' 为多样性指数；

s 为物种数；

P_i 为第 i 种生物个数与样本中生物总个数的比值。

另外，个体生物量差别较大的群落，如底栖生物群落，其生物量多样性分析也很有意义，即以生物量取代物种计算出的多样性。其计算公式为

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} (\bar{\omega}_i/\bar{\omega}) \log_2 (\bar{\omega}_i/\bar{\omega})$$

式中，H' 为生物量多样性；

s 为物种数；

$\bar{\omega}_i$ 为第 i 种生物的生物量；

$\bar{\omega}$ 为样本总生物量。

均匀度指数是在物种多样性指数的基础上提出的。由于物种多样性指数同时受到种类数和个体分布两项因素的影响，所以，群落的种类数在一定程度上可以弥补各种生物之间数量的差别。也就是说，如果一个群落因污染影响使得物种之间出现明显的数量差别，但由于这一群落包括的物种较多，同样也可以得出较高的生物多样性指数，从而掩盖污染的影响。而均匀度指数可以消除群落种类数的影响。均匀度指数的计算公式为

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

式中，J' 为均匀度指数；

H' 为多样性指数；

S 为物种数。

除上述方法外，Shannon－Weiner 均匀度比例（SEP）也是一个比较有用的分析指数。这一指数是在多样性指数和丰度—生物量概念的基础上提出的。通过将生物量多样性与物种多样性相比，利用其比例来评价群落状况。这一指标无须像其他指标那样必须有对照才能对群落状况做出评价。计算出的 SEP 值通常在 0.5～2.5 之间，数值越大表明群落受到的压力越大。SEP



的计算公式为

$$SEP = H'_{Biomass}/H'_{Numbers}$$

就其应用来看，单变量分析还存在很多缺点。首先，在生物种类数较少的区域，像一些河口区域，生物多样性指标难以使用。其次，一些单变量分析，如多样性和均匀度，只是给出了群落结构某一方面的信息，只有通过与一定的对照相比后才能得出群落是否存在结构的变化，而造成这种变化的原因往往很多，无法确定变化是否是由环境污染引起。同时，这些指标给出的只是经过抽象的结构信息，不能代表真实的群落相似性状况。因此，在利用单变量分析时，需要结合其他分析，如群落生物组成和优势种状况，污染物的分布和变化状况等等，才能得到正确的结论。

(2) 作图分析

作图分析是将群落的结构特征，如种类数，各物种个体数的分布等，经过数学转换，再以图形形式表现出来，从而对群落的结构特征进行直观的分析。常见的作图分析包括 Sander 曲线，种类的拟合对数正态分布，丰度—生物量曲线(Abundance Biomass Curve, ABC)等。

Sander 曲线实际上是生物多样性的一种表现形式。它是以种类数对生物个体数的对数作图(图 7-2)。所得到的曲线陡峭，表明群落中生物种类数较多，种类间物种分布也比较均匀。若曲线平缓，则表明群落中种类数少，而且个别物种优势特别突出。Sander 曲线和生物多样性有类似的缺点，既无法把群落变化和环境污染直接联系起来，而且所比较的只是经过抽象的群落特征，并不是真正的群落的相似性，所有群落组成生物或优势种的改变都无法通过这一方法判断出来。

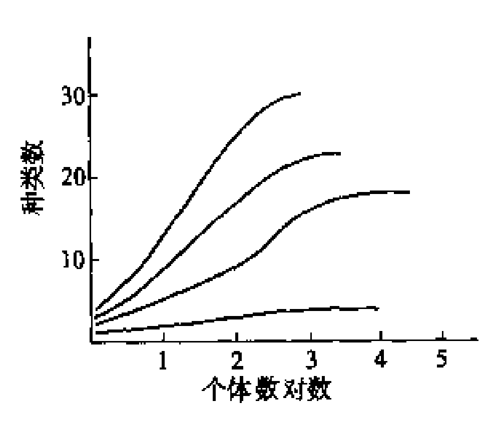


图 7-2　Sander 曲线对群落生物多样性的表示

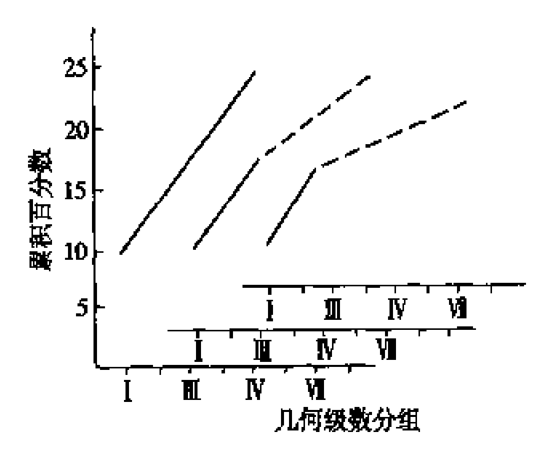


图 7-3　种类个体对数正态分布表示群落结构状况

在未受扰动的海域，群落中种类个体数分布应呈对数正态分布。种类的

拟合对数正态分布正是基于这样一个原理，以种类累积百分数或种类数对个体数的几何等级作图表示群落结构状况。当存在环境影响时，如环境污染影响，这种正常的对数正态分布将发生偏离，群落将由少数几种生物占据优势，在图上表现为对数分布直线的偏折（图 7－3）。对数正态分布直接评价群落结构状况，可以在没有对照的情况下对群落状况作出评价；但也有同单变量分析类似的缺点，即无法将群落变化与环境污染效应直接联系起来。

丰度—生物量曲线（Abundance－Biomass Curve，ABC）是基于这样一个生态学原理，即在特定区域稳定的生物群落中，以个体较大，寿命较长，种群密度稳定的个体占据优势，称其为 K 对策种，它在数量上一般不占优势，但在生物量上占据优势。当群落受到影响时，K 对策种的优势地位容易丧失，而被个体小、寿命短、适应能力宽的生物所取代，称为 r 对策种，r 对策种表现出个体数量占绝对优势，而生物量则相对不占优势。丰度—生物量曲线就是以生物量或数量优势度的累积百分数对种类按优势度排序的生物种类等级作图所得到的曲线。如果将群落的数量优势度和生物量优势度曲线进行比较，在生物量优势度高于数量优势度的情况下，说明 K 对策种占优势，群落处于稳定状态；而数量优势度高于生物量优势度的情况下，说明 r 对策种占优势，群落已经受到影响（图 7－4）。优势度曲线或 ABC 曲线也无须选取对照群落，只是对群落本身结构特征进行评价。但这一方法也有局限性，因为群落的种类组成和优势种不仅受人类影响，也受到自然因素，如沉积物类型、物理扰动情况等因素的影响，所以也不能单凭 K 优势度曲线就判定是否受到污染影响，还需要结合其他分析方法。江锦祥等曾用个体对数正态整分布曲线和 K 优势度曲线对锦州湾等地污染对生物群落的影响进行过分析研究。

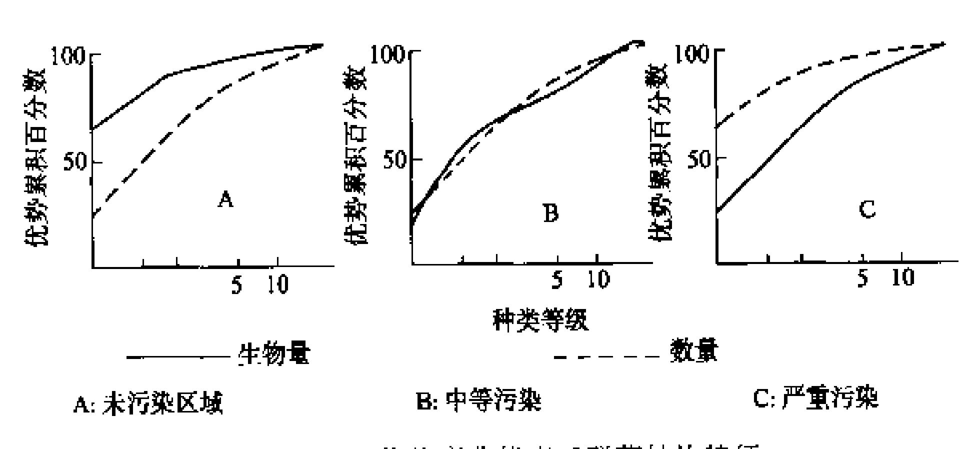


图 7－4　K 优势度曲线表示群落结构特征

（3）多变量分析

到目前为止，已有多种多变量分析方法用于评价污染作用下生物群落的



变化,其中多维作图(Multi - Dimensional Scaling, MDS)是一种比较好的方法。通过比较各样品间物种相似形性状况,对污染的作用进行判定。与单变量分析和作图分析法相比,MDS具有以下优点,首先,MDS可以对多个区域的生物群落状况进行对比,而其他方法都难以做到。其次,MDS可以采用不同的变量指标,得到相同的响应模式。第三,环境变量,如污染物的浓度等,可以与生物变量分析得到的模式相比较,从而对污染物和生物效应之间的关系进行分析。在1988年对Bermuda, Hamilton港几个站位的调查中,MDS方法给出了与单变量分析和作图分析(ABC方法)截然不同的结果,通过与各污染物分布的比较,认为有机锡化合物三丁基锡可能是造成各站位差别的主要原因(图7-5)。(Biological Effects on Polltants in a Subtropical Environment, 1990)

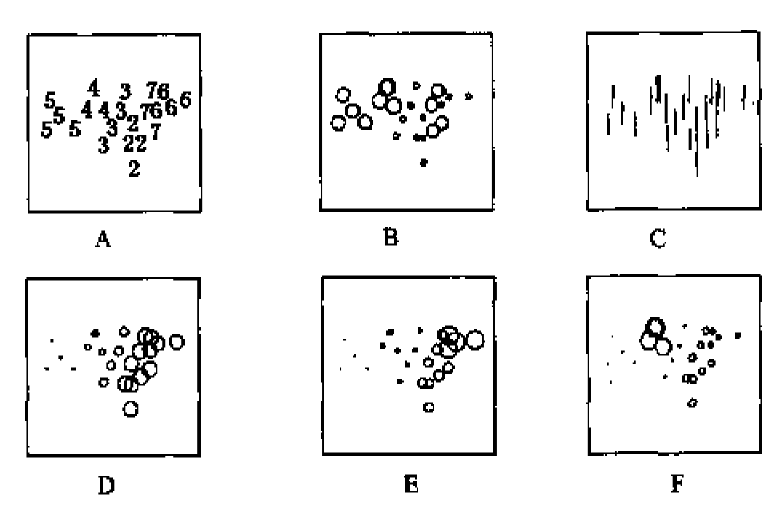


图7-5 对Hamilton港的二维MDS分析结果及与环境因素的对比

A:大型底栖动物丰度图 B-F:与A相同,符号指示不同的环境变量的差别

B:沉积物粒度 C:水深 D:沉积物铅含量

E:三丁基锡浓度 F:多环芳烃浓度

综合各种生态学监测指标,可以看出对群落结构的多变量分析是具有可靠性和可比性的方法,但是这一方法要求对底栖生物进行比较精细的分类和计数工作,数据处理也比较复杂,实际操作中比较难以进行。对于其他方法,所得出的结果必须考虑各种自然环境因素的可能影响,并与通过化学或物理方法得到的污染状况进行对比,才能得出可靠的结论。

第三节　海洋生态毒理学

一、生态毒理学概述

生态毒理学是研究污染物在生态系统中的行为及其对生态系统结构与功能影响的一门科学，它是毒理学与生态学交叉发展形成的一门新兴学科。与经典的毒理学相比，生态毒理学的研究内容不仅包括对外源有毒物质在生物体内行为和效应的研究，而且更注重污染物在生物种群、群落和生态系统中的行为和效应研究，因而更具环境真实性。同环境科学一样，生态毒理学是一门综合性很强的科学，毒理学、环境化学和生态学是生态毒理学发展的基础。

与生态毒理学相关的研究很早就已经开始。早在 19 世纪，人们就认识到人类活动所造成的影响已经打破了自然界的平衡。在 1969 年，R. Truhaut 提出了生态毒理学(Ecotoxicology)这一概念，这一概念的提出表明人们开始重视环境污染物在生态系统中的行为及其效应。但是，生态毒理学作为一门学科被系统的理解和研究只是近 10 年来才逐渐开始。

与经典的毒理学相似，生态毒理学的核心也是对量—效关系的研究，也就是研究人类活动所造成的污染与生态系统变化之间的关系。但是由于真实环境的复杂性，污染物作用的"量"、生态系统所表现出的"效"，以及两者之间关系的确认，比之经典的毒理学研究都复杂得多。首先，污染物在作用于生态系统的过程中，受到许多因素的影响，很难确定其真正的作用剂量，因此，对污染物的行为及其影响因素的研究是生态毒理学的重点之一。其次，生态系统是一个复杂的有机整体，驱动生态系统变化的因素也很多，而生态毒理学的任务就是要识别在生态系统的变化中，由人类活动影响所造成的哪一部分变化(详见环境生物监测部分)，同时，确定由人类活动所造成的生态系统变化是否显著。最后，通过各种手段，包括室内和野外的模拟实验，验证人类活动影响与其效应——生态系统变化之间的关系。由于生态系统的变化(主要是生物的变化)可以在不同的生物层次上表现出来，所以，将在不同生物层次上表现出的生物效应联系起来是生态毒理学研究的又一重点。在过去的一段时间中，生态毒理学研究中的几个重点内容是污染物的生物可利用性(Bio - availability)、定量结构活性相关(Quantitative Structure - Activity Relationship, QSAR)、沉积物毒性，以及针对特殊污染物，如有机锡的生态毒理研究等。

海洋生态毒理学是以海洋生物和生态系统作为对象，研究污染物在海洋生态系统中的行为及其对海洋生物和生态系统效应的新兴学科。在我国，海



洋生态毒理学的相关研究从70年代就已经开始，主要研究各种污染物对海洋生物的毒性效应，但比较系统的海洋生态毒理学研究是近10年来才逐渐起步，并且也越来越受到关注，如我国在环境污染研究方面的首项重大基金项目"典型化学污染物在环境中的变化及生态效应"就将海洋环境中的重要污染物——有机锡作为两种污染物之一进行了专门研究(周名江等，1997；徐晓白等，1998)。近年来又开展了赤潮藻类毒素的生态毒理学的研究。对海洋生态毒理学研究也可以分成两大类，即行为研究和效应研究。

二、污染物行为研究

进入海洋环境中的污染物必然经历各种运动和变化过程，从进入点以不同形式分布于一定的地理范围之内。污染物所经历的运动和变化过程，也就是污染物的行为，是生态毒理学研究的重要组成部分。污染物在海洋环境中的行为不仅包括污染物的分布和输运过程，如污染物在海洋生物和颗粒物表面的吸附、在不同介质间的分配、在水体中的扩散，以及海流对污染物的输运过程等。也包括污染物的转化过程，如由光照、水化学、生物等因素介导的污染物转化和降解等过程。污染物在海洋环境中的主要行为过程如图7-6所示。由于不同形式和形态的污染物对生物的效应存在明显差异，而对污染物行为的了解有助于确定污染物在水体中存在的形式和形态，所以，污染物行为方面的研究对生态毒理学分析非常重要。同时，确定污染物在生物体内的分布、转化和排出过程，也是阐明污染物作用机制所必须的。

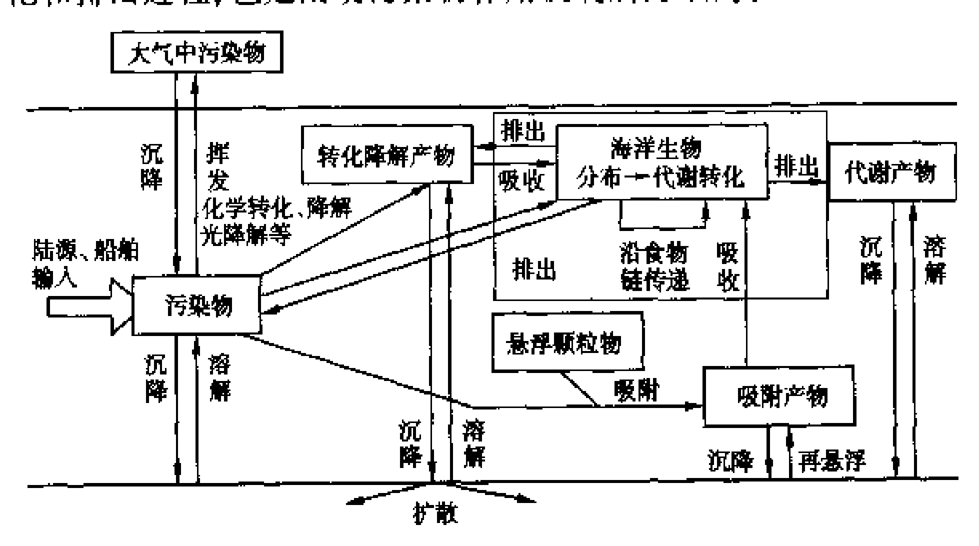


图7-6　污染物在海洋环境中的主要行为过程

有关污染物行为方面的研究主要是环境化学方面的工作，但也有一部分与生物活动直接相关。这一部分主要包括生物对污染物的吸收过程、污染物

在生物中的分布、转化和排出过程等。近年来,污染物吸收过程中的生物可利用性研究,以及各种因素对这一过程的影响研究,得到了普遍重视。

(一) 生物可利用性

生物可利用性(Bioavailability)也称为生物可给性,生物可得性,生物可获得性或生物有效性等,是与生物积累密切相关的概念,近年来特别受到关注。尽管到目前为止,有很多生态毒理学研究涉及到生物对污染物的积累过程,包括微藻、贝类、甲壳类和鱼类等对重金属、石油、放射性物质、有机氯农药,以及金属有机化合物等的积累过程,但这些研究多倾向于研究生物对污染物的生物浓缩状况,对此国内已有多篇总结(邹景忠,1990;李永祺等,1991)。在自然环境中生物对污染物的积累受到许多因素的影响,而污染物生物可利用性研究无疑最受关注。在药理学中,生物可利用性状况所代表的是生物体内加入的药物中能够到达靶组织并产生生物效应的那一部分。在生态毒理学中,生物可利用性状况所代表的是指环境污染物中能够被生物摄取的那一部分。由于自然环境中化学物质通常以多种形式和形态存在,因而被生物吸收的状况也有明显差别。同时,生物对污染物的吸收或摄取过程还受到许多其他因素的影响,这就决定了在环境中存在的化学物质的总浓度并不是作用于生物的真正浓度,只有部分化学物质能够被生物吸收,并最终导致生物效应。在生态毒理学研究中,污染物从外界环境进入生物体内的过程是其诱发生物效应的第一步,而这一过程所要解决的主要问题就是污染物的生物可利用性问题。因此,污染物的生物可利用性会直接影响污染物在生物体内的累积过程。如果不能对环境中污染物的生物可利用性做出恰当的分析,对污染物的生物效应也就很难正确评价。这在建立和完善海洋环境质量标准方面尤其重要。

1. 重金属的生物可利用性

(1) 水体中重金属的生物可利用性

水体是重金属存在的重要场所,来自陆源排污和大气沉降等途径的重金属污染物首先进入水体,而且由于水体的特殊理化性质,水体中存在的重金属污染物对生物的吸收过程非常重要。

水体环境中重金属存在的形式和形态决定了它的积累状况和毒性,而重金属在水体中存在的形式形态又受到局部水体理化因素和生物因素的影响。这些因素包括水体盐度、溶解氧、溶解有机物、pH和微生物状况等。以重金属铬为例,海水中铬可以Cr(Ⅵ)、Cr(Ⅲ)和有机铬等形态存在,但它们的化学行为和生物效应截然不同。Cr(Ⅲ)溶解度小,可以在颗粒物表面吸附而沉降,而Cr(Ⅵ)溶解度大,主要以含氧酸形式存在。Cr(Ⅵ)对生物有明显毒性,而Cr

(Ⅲ)是生物的必需元素。海水中铬的存在形态受到水体溶解氧含量及其他一些氧化性和还原性物质的影响,而同时,海洋细菌对铬的形态转换也具有重要意义,这些因素决定了铬的生物可利用性。

在海水中,重金属可以以颗粒态存在,包括吸附在悬浮颗粒物和微小生物上的重金属,也可以以溶解态存在,包括游离离子、与无机阴离子结合形成的金属离子复合物、与有机基团集合形成的金属离子复合物等,在游离离子与复合物之间存在着动态平衡。以颗粒物形式存在的重金属主要通过摄食被生物吸收,而以溶解物形式存在的重金属则主要通过鳃、皮肤而被生物吸收。生物对与颗粒物结合的重金属的吸收也受到生物自身因素的影响,如脊椎动物,由于胃液呈酸性,有利于颗粒重金属的解离和随后的吸收过程;而在无脊椎动物中,由于缺乏体内的酸性条件,通常通过内吞作用,利用溶酶体活性使重金属溶解。

对于水体中溶解态重金属,一般认为以游离离子存在的重金属是能够被生物吸收的主要形式。许多实验结果表明,决定生物积累和毒性的是水体中的自由金属离子浓度,而不是重金属的总浓度。对水体中溶解态铜、锌、镉的分析也表明,以离子形式存在的部分与生物积累和毒性明显相关。另外,水体中有相当一部分有机化合物能够与金属离子形成复合物,包括腐殖酸及生物代谢过程中的排出物,如微藻渗出物多糖、多酚、氨基酸、多肽等(海水中重金属与浮游植物间相互作用的化学研究,1990),但是对于这一部分复合物的生物可利用状况还了解不多。一般认为,环境中存在的有机络合物或螯合物能够降低重金属的生物可利用性。但也有例外,一些实验表明,环境中存在的有机络合基团能够增加镉对贻贝的生物可利用性,其原因可能是由于有机基团的疏水性使得复合物易于通过细胞膜。而对微藻生物效应的研究中发现,在含有重金属镉、锌、铜的培养液中,加入腐殖酸能够明显改进微藻的生长,原因之一可能是腐殖酸对重金属的络合作用降低了重金属的生物可利用性,但还不能将这一原因与腐殖酸对微藻生长的营养作用区分开。在对三丁基锡的研究中发现,低浓度腐殖酸(1 ppm)能够增加微藻对三丁基锡的富集,而较高浓度的腐殖酸(10 ppm)对富集作用则没有明显影响。可见环境中有机基团对重金属生物可利用性的影响比较复杂,还不能简单得出明确的结论。对于重金属与无机阴离子形成的复合物,其生物可利用性状况也不是非常清楚。以分离的脂双层膜进行的实验研究表明汞和镉的氯化物通过膜的能力高于游离金属离子,但在活体实验中,人们通常认为镉离子比氯化镉更易于被生物所吸收,这种差别还需要经过进一步的验证。

尽管金属复合物的生物可利用性状况还不能明确确定，但毫无疑问，金属复合物与游离金属离子的生物可利用性是不同的。而局部水域的理化环境能够显著影响游离金属离子—复合物的动态平衡。有研究表明，水体中重金属，如铜、铅、锌、镉等与腐殖酸形成络合物的过程受到盐度和 pH 的显著影响，络合物形成能力随盐度增加而明显降低。而在海水中，重金属氯化物与游离金属离子（如汞、镉等）之间的平衡也受到盐度和 pH 的影响。

（2）沉积物中重金属的生物可利用性

水体中大部分重金属都将随生物或颗粒物沉降进入沉积物，因此，沉积物中重金属浓度远远高于水体。沉积物中高浓度的重金属可能对底栖生物造成危害，影响底栖生物群落结构，以及底栖生物群落在食物链能量传递、有机物分解和污染物降解转化方面的功能。

在沉积物中重金属污染物同样以不同的形式形态存在，但由于沉积物组成的复杂性，沉积物中重金属的生物可利用性情况也更为复杂。在沉积物中存在的重金属包括存在于间隙水的溶解态重金属和沉积颗粒物上的吸附或结合的重金属，根据不同的分析方法，又可以将沉积颗粒物中的重金属分成可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、硫化物与有机质结合态和残渣态。各种形式和形态的重金属在生物可利用性上存在明显差别。尽管一些食碎屑生物可以经由摄食吸收沉积颗粒物上吸附或结合的重金属，但一般来说，沉积物间隙水中游离重金属是主要的生物可利用形式，大部分生物效应状况和生物积累状况与沉积物间隙水中重金属浓度表现出强烈的相关性。因此，决定重金属在沉积物—间隙水之间分配状况的因素也是决定沉积物中重金属生物可利用性的重要因素。沉积物中重金属的分配受到沉积物粒度、铁锰氧化物、带有负电荷的基团，以及有机物含量等影响。近年来研究表明，对于二价重金属，沉积物中酸可挥发态硫化物（Acid Volatile Sulfide, AVS）在控制其分配方面具有重要意义。在有硫酸盐和还原性碳的缺氧沉积物中，容易产生还原性无机硫产物，并与铁、锰等形成硫化物。酸可挥发态硫化物测得的就是沉积物中可以被 1M 盐酸释放的那一部分硫化物。沉积物中存在的其他一些重金属可以同酸可挥发态硫化物中硫配体相结合，形成难溶的金属硫化物而降低其生物可利用性。对沉积物—间隙水系统镉和锌的实验结果表明，当沉积物中镉与锌与酸可挥发态硫化物的摩尔比相当时，在间隙水中难以检出镉和锌，而当镉、锌与酸可挥发态硫化物的比例大于 1 时，沉积物中镉和锌才表现出强烈的活动性。这说明，酸可挥发态硫化物在控制二价重金属生物可利用性方面具有重要意义（马德毅等，1997）。但是也存在高毒性的二价重金属离子被低

毒性重金属离子置换而使毒性增加的可能性。

沉积物中重金属的生物可利用性还可能受到其他环境因素或生物本身的影响。有实验表明，在淡水中温度升高时铜、镉对底层生活的鲤鱼生物可利用性增加，而螺蛳变化不大(杨震等，1997)，在海洋环境中也可能存在类似的现象。

(3) 重金属生物可利用性评估

对重金属生物可利用性的评估必须建立在对这一问题深刻理解的基础上。由于在水体中游离重金属离子被认为是主要的生物可利用形式，所以，对游离重金属，而不是全部重金属浓度的分析，可以认为是对重金属生物可利用性的合理评估。可以采用选择性的分析方法和技术，如示差极谱等分析手段。此外，还可以通过分析水体中重金属络合容量，间接评价重金属的生物可利用性状况。分析络合容量的方法包括极谱法、离子交换法和生物法等。对于沉积物中重金属状况，通过对酸可挥发态硫化物的分析，采用 AVS 归一化方法评价二价重金属生物可利用性是一种比较可靠的方法。另外还有一些其他的探索性研究，如利用底栖生物消化液提取底泥中重金属，就是评价经由摄食途径重金属生物可利用性状况的有益尝试。

2、有机污染物的生物可利用性

(1) 水体中有机污染物的生物可利用性

决定水体中有机污染物生物可利用性的因素包括有机物自身理化特征、水体特征和生物状况等。有机污染物自身理化特征包括溶解度或辛醇—水分配系数，它们的影响并没有普遍适用的规律，但是具有较低辛醇—水分配系数的有机污染物比较容易被生物吸收，而同时也比较容易被生物排出，因而在生物体内积累状况较低；具有较高辛醇—水分配系数的污染物，由于在水体中存在的浓度很低，而且不易于被生物所吸收，尽管在体内排除速率低，但积累状况也比较低；而辛醇—水分配系数中等的生物具有相对较高的生物积累。在以寡毛类生物进行的实验中，就发现在辛醇—水分配系数为 6 的氯代烃表现出较高的生物积累。水体特征也能影响到污染物生物可利用性，如水体中其他溶解有机物的影响，尤其是水体中存在的腐殖酸和褐菌酸，代表了水体中溶解有机碳的相当一部分，这部分溶解有机碳能够与有机污染物相互作用，显著降低其生物可利用性。生物体自身状况在决定生物可利用性方面也有重要作用，如果污染物易于被转运到生物体内的其他组织，发生累积或者产生生物效应，那么，污染物就比较容易进入生物体内。以甲基汞为例，尽管其辛醇—水分配系数不高，然而由于它很容易和生物膜蛋白上的巯基结合，所以，在生物

体液中被马上载带、转运、结合，导致了甲基汞的大量进入和高水平的积累。此外，生物体内的脂类水平等也会通过影响生物积累过程而对污染物的生物可利用性产生影响。

(2) 沉积物中有机污染物的生物可利用性

为了明确沉积物污染与其生物效应的关系，近年来对于沉积物中有机污染物的生物可利用性研究得比较多。同水体中有机污染物生物可利用性状况类似，沉积物中有机物生物可利用性主要受到污染物自身特征、沉积物组成特征、平衡分配过程和生物自身特征的影响。

同在水体中类似，辛醇—水分配系数也是决定沉积物中有机污染物生物可利用性的重要因素。但是，从已有的实验结果来看，辛醇—水分配系数和污染物的生物可利用性之间并不是简单的相关关系。在端足类生物(如 *Pontoporeia hoyi*)对沉积物中多环芳烃的吸收实验中发现，辛醇—水分配系数越高，吸收状况越低，但没有明确的相关关系。

沉积物的一些特征也影响有机污染物的生物可利用性。这些特征包括沉积物有机碳含量、粒度分布、粘土种类和含量、阳离子交换能力和 pH 等，其中有机碳含量影响最大，尤其是对具有高辛醇—水分配系数的有机污染物。这些因素通过影响有机污染物的吸附特征而对其生物可利用性造成影响。但是，现在对有机污染物吸附过程的了解还不够深入，而且不同的有机污染物在沉积物上的吸附状况受沉积物特征的影响也不相同。因此，在沉积物吸附机制方面还需要进行更多的研究。

如果给以充分的反应时间，沉积物和间隙水中的有机污染物可以达到分配平衡，此时测得的沉积物和间隙水中污染物浓度的比值为平衡分配系数，同一污染物在不同沉积物中的平衡分配系数与沉积物中有机碳含量相关。一般认为，污染物在沉积物间隙水和沉积颗粒物之间的分配系数越大，其生物可利用性就越高。但也有例外，苯并(a)芘的分配系数约是四氯联苯(TCB)的一半，而底栖生物对四氯联苯的吸收速率是苯并(a)芘的 10 倍，说明还有其他的吸收途径。另一个值得注意的现象是，沉积物吸附有机污染物速度很快，但是解吸附却是比较缓慢的过程，这可能是底栖生物从沉积物中积累污染物速率较慢的原因。有必要对污染物解吸附的过程进行研究。

影响沉积污染物生物可利用性的生物因素包括生物的行为、摄食方式和速率、用于呼吸的水的来源及生物个体大小等。摄食行为是非常重要的影响因素，以一种白樱蛤(*Macoma nasuta*)为例，它从沉积物中吸收的六六六几乎都是来自对沉积物的摄食，这是由于白樱蛤呼吸所用的水都是上覆水而不是



沉积物间隙水，所以，它对沉积物中污染物的吸收与间隙水的关系不大。此外，生物的行为，如对污染物的逃避，也会影响污染物的生物可利用性。

(3) 有机污染物生物可利用性评价

对于水体中有机污染物生物可利用性的评价，首先应当明确污染物的性质和水体中溶解有机碳的影响机制和程度。对于辛醇—水分配系数在有机污染物评价方面的应用还应做进一步研究。此外，一些新技术，如半透膜渗透吸附技术进行有机污染物生物可利用性监测已经有初步应用，如通过甘油三油酸酯模拟海洋生物类脂化合物对海洋环境中有机氯农药的监测。半透膜渗透吸附与海洋生物对污染物积累的不同之处在于，海洋生物本身有代谢排出等生物学过程。因此，在半透膜渗透吸附监测中会发现，生物体内所不存在的小分子有机污染物质(郑金树等，1992)。对沉积物中有机污染物生物可利用性评价通常采用平衡分配系数评估，根据污染物的平衡分配系数对沉积物间隙水中污染物含量做出评估，进而评价其他生物可利用性。但是，这一方法还需要对污染物的吸附过程和影响因素有深入的了解。

(二) 吸收过程

对海洋生物吸收污染物过程和机制的研究很少。而在已有的研究中，生物对重金属的吸收研究相对较多。

溶解态污染物可以通过海洋生物的体表或鳃等进入生物体内，而颗粒态污染物可以经由生物摄食由消化道被生物吸收。在对重金属的吸收中，脊椎动物和无脊椎动物存在根本的差别。无脊椎动物可以进行细胞内和细胞外消化，而脊椎动物一般只能进行细胞外消化，因此在无脊椎动物中，内吞作用是非常重要的重金属吸收方式，而鱼类等脊椎动物则不具有这种能力。但是脊椎动物的胃液呈酸性，有助于解离食物中重金属，可以促进生物对重金属的吸收。

经由上皮细胞对重金属的吸收很可能是有载体参与的协助扩散过程。对于生物所必需的钙、铜、铁、锌等重金属，生物有专门的吸收途径，如钙离子通道和细胞膜上存在的运输铁和铜的载体等。而对于毒性作用比较明显的汞、镉等重金属，则是利用必需元素的吸收途径进入生物体内。例如，镉可以利用钙离子通道进入细胞；汞能够和运输其他重金属元素的膜蛋白上的巯基结合，并干扰其他重金属的运输过程等。

内吞作用是无脊椎动物吸收重金属的主要方式，但是对这一过程的细节，以及内吞之后的状况还了解得很少。

由于吸收方式的差别，不同生物对污染物的吸收速率也存在明显差异。

浮游植物与水体接触的比表面大，而且由于浮游植物表面生物大分子结构和电性特征，比较容易吸附重金属，所以，对重金属的吸收速率较快，平衡时间很短；浮游动物的吸收速率也比较快。通常浮游生物对重金属的吸收只需要几小时到几天就可以达到平衡。在三角褐指藻对汞吸收富集的研究中发现，连续培养的条件下藻体内汞含量在 5～6 d 达到平衡。无脊椎动物和鱼类等大型生物的吸收速率则要慢得多，而且通常为分阶段摄取，由初期的快速摄取(包括体表吸附)到慢性积累，直至达到平衡，所需要的时间因生物而异；对虾对铜的积累实验表明，经过 10 d 左右对虾体内的铜含量达到最高，而在非洲鲫鱼对重金属的累积实验中，其体内重金属含量经过 100 d 左右才达到平衡。

（三）分布过程

对污染物在生物体内的分布研究进行得比较多，尤其是对重金属在生物体内的分布已有了不少工作。参与重金属在生物体内分布调节的因素包括金属硫蛋白、细胞内颗粒、铁蛋白等。金属硫蛋白是生物体内的一类含硫蛋白质，其主要作用在于调节生物体内重金属的可利用性，尤其是细胞内的铜和锌，可以将铜和锌传递给各种金属蛋白质，并激活其功能。此外，金属硫蛋白还可以被其他一些重金属所诱导，尤其是镉，并参与这些重金属的代谢过程。另外一种重金属代谢的重要调节因素是细胞内颗粒物，即在细胞内存在的与膜结合的沉积物，大部分颗粒物和金属结合。这些颗粒的形成可能是生物内吞作用的结果，经内吞作用进入细胞后的食物，受到溶酶体作用，其中的重金属形成颗粒物存在于细胞中。这些颗粒包括含铜颗粒、含铁颗粒和含钙颗粒。含钙颗粒物中的磷酸钙颗粒物在无脊椎动物中存在比较普遍，主要由钙和镁的磷酸盐构成，除钙、镁之外，还可以同铝、银、钡、钴、铁、锰、铅、锡、锌，以及铜、镉、铬、汞、镍等结合，可能具有调节重金属分布和解毒等作用。此外，铁蛋白也可能有一定的重金属调节作用。

重金属在生物体内的分布主要是通过循环系统来完成的。动物的循环系统有所差别，贝类和节肢动物为开放式循环系统，而其他无脊椎动物和脊椎动物为封闭式循环。以往通常认为，无脊椎动物的对重金属的运输是由血细胞完成的，因为研究表明，在贝类中血细胞能够浓缩一系列重金属，而且血细胞中重金属浓度要高于周围血浆中重金属浓度。牡蛎的血细胞可以浓缩高浓度的铜和锌，以致在铜含量很高时可以呈现淡绿色。除血细胞外，血浆蛋白也应当是重金属运输和分布的重要途径，在脊椎动物，如鱼中，尤其如此，而在一些无脊椎动物中，也应当具有重要的作用。

重金属在生物体内的分布有一定的选择性。以汞为例，汞在生物体内主

要以甲基汞形式存在，但在海洋生物体内的分布并没有明确的规律，各研究报告得出的结论也都有所差异。例如，对渤海湾鱼类体内汞的分布调查结果表明，在梭鱼中以肝脏含量最高，而肾、肌肉次之；在鲈鱼中则以肌肉最高，肝、肾次之。黄姑鱼和鲈鱼结果类似(陈叙龙等，1982)。对东海飞鱼体内汞分布的研究表明，汞的含量以肝脏最高，其次为鳃、皮和肌肉(顾宏堪等，1991)。实验室内模拟研究表明，当鱼体暴露于汞后，鳃、鳍、皮、消化道等汞浓度都迅速上升，而鳃最快，当暴露停止后，鳃、鳍、皮、消化道中汞浓度都迅速下降，而鱼体其他部分，如心、肝、脾、肾中汞的浓度开始上升，以肾脏浓度最高，表明汞在鱼体内有重新分配的过程，这种分配过程和汞在肾脏中的高浓度分布很可能有金属硫蛋白的参与(李世效等，1984)。对贝类体内汞分布的研究结果表明，汞在鳃中含量较高。其他重金属在生物体内的分布也有一定的选择性，如镉主要分布在鱼的肝脏和肾脏中，而铅主要分布在肾脏和骨骼中，铜相当集中的分布在肝脏内，镍的分布比较均匀，以心脏中浓度较高；锡在贝类中的分布以肝脏最高，鳃、肌肉、骨骼较低。

有机污染物在海洋生物体内的分布通常与生物体的脂肪含量直接相关，一些化学性质稳定、不易排出和降解的有机污染物一般存在于生物体的脂肪内，或脂肪含量较高的器官中。例如，有机氯农药在鱼类中的分布以脂肪最高，而鳃最低；石油烃在牡蛎中的分布以内脏最高，鳃、外套膜和闭壳肌较低。

(四) 代谢和转化过程

污染物的生物代谢和转化属于经典毒理学的研究内容，随着生物学研究手段的进步，对污染物生物代谢研究也越来越深入。

生物体内的代谢过程包括两相反应体系，Ⅰ相反应体系为氧化反应，即将氧原子加入到污染物中以产生极性基团，如羟基，从而加速污染物的排出。这一反应由混合功能氧化酶完成，其中主要是细胞色素 P_{450}体系。对于细胞色素 P_{450}体系能够催化的反应可参考本章第二节生物监测部分。Ⅱ相反应主要是将Ⅰ相反应产生的代谢产物与生物体内的水溶性分子结合，增加产物的水溶性，同时降低其毒性，并促进结合产物的排出。参与Ⅱ相反应的生物分子一般在生物体内以较高浓度存在，包括糖衍生物、氨基酸、肽、硫酸根等；参与的催化酶类主要包括谷胱甘肽－S 转移酶、尿嘧啶二磷酸糖醛酸转移酶和磺基转移酶等。此外，外源物质还可以在生物体内发生水解反应和还原反应。

污染物在生物体内的代谢和转化受酶诱导情况、环境因素和生物因素等影响，而污染物代谢情况又影响其在生物体内的积累和毒性状况。以多环芳烃为例，由于鱼类中存在完善的Ⅰ相和Ⅱ相反应体系，尤其是Ⅰ相反应体系中

芳烃羟化酶的活性较高，所以，被鱼类吸收的多环芳烃能够很快被代谢排出，经过几天，鱼体内的多环芳烃浓度就可以降低到检出限以下。而与鱼类相比，贝类中代谢酶的活性相对较低，对多环芳烃进行代谢转化的能力较低，很容易发生污染物的积累。对有机磷农药毒死蜱的研究结果也证明，在几种实验生物中，以弹涂鱼的降解能力最强，毛蚶次之，而以波纹巴非蛤和文蛤最低(钟创光等，1998)。

大部分生物代谢过程可以降低污染物毒性，并将污染物尽快排出体外，但也有部分污染物经过代谢转化之后毒性反而增加。例如，苯并芘本身并非致癌物质，但是，在经过细胞色素 P_{450}的氧化反应后可以生成环氧化物，被水解后可以生成具有致癌活性的代谢产物。

对重金属污染物的生物代谢研究相对较少，主要集中在重金属的烷基化，尤其是甲基化过程的研究，如汞、锡和铅的甲基化状况和机理等，因为甲基化后的重金属在生物可利用性和毒性方面都要高于金属离子，所以对重金属的甲基化过程比较重视。在对甲基汞的研究中发现，鱼体内甲基汞的含量随个体和年龄的增加而增加，说明甲基汞在生物体内有明显的积累过程。但是在生物体内是否有汞的甲基化反应发生还不清楚。在自然环境中汞、锡和铅都可以发生甲基化，包括化学甲基化和生物甲基化，而微生物在重金属甲基化过程中具有重要意义。

（五）排出过程

对海洋生物中污染物排出的研究是通过对清洁水体中生物体内污染物浓度变化的分析进行的。污染物的排出过程与污染物的性质有关。进入生物体内的有机污染物通常需要经过生物体内酶类的代谢转化，生成水溶性较高的代谢产物并排出体外。因此，生物体对有机污染物的排出情况受到其体内代谢酶种类和活性的限制，如同上面所讨论过的，鱼类中多环芳烃的排出速率要比贝类快得多。而一些化学性质稳定，不易被转化的有机污染物则可以长期保留在生物体内。重金属污染物一般不经历生物体内的代谢转换过程，而是通过在体内的分配过程，将污染物逐渐排出体外。

海洋生物中污染物的排出一般表现出起始的快速排出和随后的缓慢排出两个过程，可以采用两室模型进行模拟，分别代表生物体内快速交换隔室和慢速交换隔室中污染物的排出情况。虽然污染物在海洋生物体内的真实分配情况并非如此简单，但是两室模型基本可以满足对污染物排出情况的分析。以重金属为例，在毛蚶体内汞的排出实验中，前 10 d 汞排出速率最高，排出率达到 40%，而 10 d 之后排出速率明显降低，排出率仅升至 53.8%，而以后相当

长的一段时间内，排出率都在 40％～50％之间波动，表现出明显的双相排出特征（吴玉霖等，1983）。快速交换隔室和慢速交换隔室中污染物是以不同方式同生物相结合的。在快速交换隔室中的重金属主要是被生物吸附在体表、粘液中的重金属，以及在生物体内和低亲和力生物分子结合的重金属，可以在数小时到数周的时间被释放出来；而慢速交换隔室中的重金属包括结合在骨骼、金属硫蛋白、铁蛋白等处的重金属，排出时间需要数月到数年。决定污染物在两室之间分配状况的重要因素是生物接触污染物的时间，它决定了污染物由快速交换隔室进入慢速交换隔室的情况。在短期的积累实验中，进入生物体的污染物一般被储存在快速交换隔室中，因此，相应的排出实验一般可以观察到污染物快速排出的现象，但在自然环境中缓慢累积的污染物，排除速率就要缓慢得多。

污染物从生物体内的排出可以经由肾脏或消化道排出，此外血细胞渗透，以及生物产卵、蜕皮等生理过程也有可能伴随着污染物的排出。

不同种类的生物对污染物排出的速率有显著差别，同样是贝类生物，贻贝对污染物的积累和排出都比较快；而同一生物中不同组织和器官对污染物的排出速率也不相同，表皮、鳃、消化道等进行污染物吸收的组织和器官在停止接触污染物后，浓度会很快降低，而进入骨骼、肌肉或脂肪等部位的污染物排出速率很低，需要比较长的时间。温度和盐度等环境因素有可能影响污染物的排出过程，但没有明显的规律。

（六）污染物在食物链中的传递

海洋生物除从水体中富集污染物之外，对低营养级生物的摄食也是污染物进入生物体内的重要途径。生物的摄食造成了污染物沿食物链的传递；同时，也使得人们更为关注藻类等食物链基础生物的污染对海洋生态系统的可能影响。

目前，对于污染物在食物链的传递过程并不十分清楚，但毫无疑问，一些污染物，尤其是化学性质稳定、不易降解的污染物，食物链传递的效应十分显著。例如，有机氯农药六六六，以及甲基汞等，在生物体内的浓度随营养级的升高而升高，表现出明显的生物放大现象，而积累在高营养级生物体内的六六六或甲基汞，有相当一部分是通过对低营养级生物的摄食获得的。海洋水体的溶解态重金属砷对桡足类、藤壶、牡蛎等生物的可利用性都不高，但如果给以能够结合砷的微藻作为食物，传递比例可以达到 25％～50％。其他的一些实验也得到了比较高的传递效率，如镉从褐指藻向对虾的传递效率达到 66％（秦松等，1993），而对三丁基锡沿藻—轮虫—糠虾这一食物链传递的研究虽然

未能证实有生物放大现象存在，但是糠虾体内的三丁基锡有近50%来自轮虫，说明对一些污染物来说，海洋生物通过摄食引起的污染物积累是非常显著的。

对于影响污染物在食物链中传递效率的因素现在还了解不多，可能的因素包括污染物自身的理化特征、与污染物共存的食物的影响、生物个体生理特征、前一营养级生物对污染物的代谢转化等，这些因素的影响还有待于进一步的研究。

尽管已经有一些实验模拟污染物在食物链中的传递对生物积累的效应，但是同自然环境相比，现在进行的模拟实验还非常有限，不可能完全代表食物链效应对高营养级生物的影响，常规的毒性实验显然无法将污染物沿食物链的传递状况考虑在内。而在自然环境中，因摄食导致的污染物积累可能是非常显著的，有必要对污染物沿食物链的传递过程进行深入研究，包括摄食过程中污染物的生物可利用性状况，以及污染物经由摄食传递的显著性，并且应当对自然环境中各营养级生物体内污染物状况进行调查。

三、污染物毒性效应

污染物的行为和效应研究是生态毒理学研究的两个基本组成部分，而效应尤其重要，它直接反映了污染物对生物和生态系统的影响和危害。人们很早就开始了对污染物效应的研究，最初是出于保护人类的目的，随着对海洋资源的开发利用，人们开始重视研究污染物对海洋生物，尤其是对海产经济生物的毒性效应。近年来，人们逐渐意识到保护海洋生态系统的重要性，并开始研究污染物可能导致的生态效应。对有害藻华现象的研究可能是最好的说明，进入海洋环境中的营养盐本身对海洋生物并没有显著的毒性效应，但是由于人为活动影响而输入海洋环境的营养盐、微量元素等可能导致海洋环境中营养盐含量和组成结构的改变，使得浮游植物优势种种类和数量发生变化，在适宜条件下还可能大量繁殖，形成有害藻华，对海洋生物资源和生态系统都形成了威胁。同时，在海洋环境中低浓度、长时间存在的污染物，可能在短时间内并没有构成对海洋生物的毒性效应，但有可能导致生态系统发生细微的变化，如果不能及时发现和识别，可能导致生态系统结构和功能的最终改变。而及时识别人类活动影响下海洋生态系统的变化，也就是生态效应，并将其和人类活动的影响联系起来，是将来海洋生态毒理学的研究重点和主要任务。

（一）个体毒性实验

个体毒性实验研究的是外源物质对海洋生物个体的毒性效应，包括致死

和亚致死效应。常用的亚致死效应包括对生物行为(游泳能力、摄食行为、回避行为等)、生理(生长、繁殖、发育等)、生化(酶活性变化等)的影响和生物的组织学变化等。

生物个体实验最初是通过对有代表性的生物个体进行急性致死毒性实验,这些毒性实验通常在较短的时间内完成,通过所得的急性毒性实验结果计算测试污染物对海洋生物的安全浓度,它的局限是难以准确地根据所得结果推算出安全浓度。此后,人们开始尝试采用代表性生物进行生活史实验,所用的实验生物一般具有较短的生活史周期,由于生活史实验覆盖了生物生长、繁殖、发育各个阶段,所以,根据所得到的实验数据计算出的安全浓度更为可靠。但是生活史实验耗时费力,而且同一污染物对不同生物的毒性也存在差别,生活史实验无法解决这一问题。在生活史实验之后,人们开始重视生物生活史敏感阶段毒性实验,通过生活史敏感阶段毒性实验,可以在较短的时间内得出比较可靠的污染物安全浓度。而现在,毒性实验开始重视污染物对生物生理、生化过程的影响,着重研究污染物在分子、细胞、组织等水平上引起的生物效应,通过这些实验,不仅可以了解污染物对生物的早期影响,而且能够对污染物作用的机制进行研究。

一些研究得比较成熟的实验生物,如卤虫、轮虫、糠虾、贝类幼体或鱼类的一些种类等,可被用作标准实验生物,按照既定程序,对单一污染物或混合污染物进行毒性测试。

我国在海洋生物的个体实验方面进行了大量的工作,积累了丰富的资料和经验。个体毒性实验已经被大多数环境科学工作者所理解和掌握,在此不对个体毒性实验的理论基础进行更多的介绍,仅就我国的工作情况进行总结。

1．对藻类的毒性实验

藻类包括微藻和大型藻类,是海洋中初级生产力的主要组成部分,是海洋食物链的基础。污染物对藻类的毒性效应不仅能够影响到海洋初级生产过程,而且可能通过食物链效应,对其他海洋生物造成影响。

目前,针对微藻的影响,研究得比较多的污染物是重金属、有机锡化合物、有机污染物,如石油烃和有机磷农药等。采取的效应指标包括藻类生长、光合作用、呼吸作用、形态变化,以及对藻细胞结构的破坏等。

(1) 重金属对微藻的影响

重金属对微藻的影响实验集中在铜、汞、镉、锌、铅、锰、铁等的影响,其中部分重金属是藻类生长的必需元素,如铜、锌、锰、铁等,浓度过高和过低均会影响藻类的生长;而汞、镉、铅等不是藻类生长必需元素,低浓度下对藻类影响

不大，有时甚至有轻微促进作用，但超出影响阈值后就表现为毒性效应。

由于受到有机配体（藻类分泌物，腐殖酸等）和各种水质因子的影响，溶液中重金属的浓度并不等同作用于藻类的有效浓度，所以在藻类毒性实验中，以重金属活度进行剂量—效应分析更为合理一些。但在进行毒性数值比较时应当注意，以重金属活度计算的半数效应值总是低于以重金属浓度计算的半数效应值。

不同重金属的毒性效应有明显差别。总的来看，以汞对微藻的毒性效应最高，铜、铅、锌、镉、铬等的毒性稍低。不同生物对各种重金属的敏感性也不相同。例如，在以铜、锌、铅、镉对藻类的毒性实验中，如果按照重金属活度计算，对牟氏角毛藻的毒性以铅最大，而镉、锌、铜次之；而对于叉鞭金藻，则毒性以镉最高，铅、铜、锌次之；而对于等鞭金藻，毒性以镉最高，铜、锌、铅次之。进入藻类细胞内的重金属通过与生物体内大分子结合，改变其生理功能，从而产生毒性效应。

（2）有机锡对微藻的影响

有机锡是进入海洋环境中毒性较高的污染物，可以作用于非靶生物，对海洋生物造成危害。对海洋生物毒性较高的有机锡化合物主要是三丁基锡和三苯基锡。从已有的实验结果来看，有机锡对微藻的毒性效应在 10^{-9}数量级上就可以表现出来。除对生长的抑制作用，三丁基锡和三苯基锡还表现出对光合色素和光合效率的影响，在低浓度下，叶绿素 a 含量略高于对照组，而随着有机锡浓度的增加，叶绿素含量逐渐下降，光合效率也逐渐降低。有机锡的存在还可以促进微藻的呼吸效率，但有机锡对呼吸效率的促进随实验时间的延长和有机锡浓度的增加而降低（李正炎等，1998）。同时，有机锡的存在还能够降低藻细胞中 ATP 含量。对大型藻类的研究也有类似结果，即对生长的抑制、使叶绿素含量降低、呼吸效率上升等。

由于三丁基锡和三苯基锡都具有双亲性特点，所以容易作用于细胞内膜结构，引起膜的损伤。对有机锡作用下藻细胞超微结构的观察也可以看出，三苯基锡可以使藻细胞线粒体肿胀、基质空泡，并使嵴出现局部瓦解现象，对叶绿体也有损伤，表现在光合片层脱节、网状结构不连续和基粒数量减少等（李正炎等，1998）。这与细胞所表现出的生理效应是一致的。

（3）有机污染物对微藻的影响

有机污染物包括石油烃、洗涤剂、有机农药等，是另外一类重要的污染物。石油烃、洗涤剂等毒性效应相对较低，其毒性效应一般在 10^{-3}数量级上表现出来。值得注意得是，与石油烃相比，添加分散剂的分散油体系比石油烃的毒

性更高一些。

有机农药,尤其是有机磷农药,对海洋藻类的影响近来特别受到重视。有机磷农药对于动物的作用机理一般被认为是通过抑制乙酰胆碱酯酶活性而起作用,但在微藻中不存在乙酰胆碱酯酶,因此,有机磷农药对浮游植物的致毒机理显然不同于动物。通过对久效磷的研究发现,有机磷可以抑制藻细胞内清除自由基的两种关键酶,即超氧化物歧化酶(SOD)和过氧化物酶(POD)的活性,降低藻细胞清除自由基的能力,使藻细胞内自由基积累。累积的自由基可以对生物造成多种损伤,如对生物大分子蛋白质和DNA的攻击、导致细胞膜脂质过氧化、对光合色素的破坏等,从而使细胞表现出抗氧化酶活力降低、膜通透性下降、光合效率降低等影响效应。而在叉鞭金藻中发现的过氧化物酶抑制因子部分揭示了有机磷农药对抗氧化酶活性的抑制机理(唐学玺,1995,1999)。

2. 对甲壳类的毒性实验

对于小型浮游和底栖性甲壳类生物所进行的毒性实验已经有了很好的总结。毒性实验针对的主要的污染物包括重金属、石油烃和农药等;所采用的生物指标包括死亡率、滤食率、呼吸率、排粪情况、行为、繁殖,以及氨基酸含量等生理指标。浮游或底栖性小型甲壳类通常被用作毒性实验的标准实验生物,如以端足类生物进行沉积物毒性实验,以糠虾进行钻井液泥浆毒性实验等。而对于污染物的作用机制研究进行得不多。

对虾是重要的经济动物,因此,我国的科研人员以对虾为对象进行了大量的毒性实验研究工作,如各种污染物,包括汞、铜、锌、铅、苯酚、各种成品油、农药等对对虾的急性毒性实验,以及污染物对对虾生活史各阶段的影响等。冀东原油对对虾的毒性实验结果表明,原油能够影响糠虾幼体的变态和生长,也能够影响成虾的体重和体长。比较生活史各阶段,蚤状幼体的变态过程是比较敏感的发育阶段,此外,仔虾体重和体长的变化也是比较灵敏的变化指标(周名江,未发表资料)。重金属的毒性实验结果表明,对镉、锌、锰等重金属,均以无节幼体最为敏感,而蚤状幼体、糠虾幼体和仔虾的敏感性依次降低。在各种重金属中,以汞、铜的毒性较高,镉、锌、铅、锰毒性较低。pH和盐度能够影响重金属的毒性效应。混合重金属的毒性存在相互作用,如锌与锰和铜与锰之间有拮抗作用。有机磷农药对对虾的毒性实验结果表明,中国对虾和南美白对虾对对硫磷和甲基异硫磷的抗性均以无节幼体、蚤状幼体、糠虾阶段较强,而仔虾和幼虾抗性弱。但两者敏感性存在差别,中国对虾幼体阶段的抗性与仔虾阶段的抗性相差1 000倍,而南美白对虾幼体阶段的抗性与仔虾阶段

的抗性相差 4 000 倍左右。造成幼体对有机磷农药抗性强的原因可能是与神经发生情况有关，也有可能与食性、同工酶活性、代谢物产生、生化组成差异等因素有关。对有机磷作用下对虾超微结构的观察可以看出有机磷农药在肝胰脏、肌肉、中肠和鳃细胞内的主要作用位点是内质网，其次是线粒体和微绒毛；而对脑神经细胞的主要作用位点是轴突壁的膜相结构、轴浆和线粒体。这种超微结构上的差别体现了有机磷农药对各组织的不同作用机制（汝少国，1996，1999）。

3. 对贝类和鱼类的毒性实验

到目前为止在海洋鱼类和贝类毒性实验中的常用的污染物主要是是重金属和石油烃等。

贝类比较容易在体内累积污染物，因此，一些贝类如贻贝等，是重要的指示生物，还有一些贝类的幼体可以用做毒性实验的标准实验生物。近年来，贝类毒性实验主要研究各种污染物对贝类生活史各阶段毒性的影响，以及污染物对贝类生理影响效应。在对海湾扇贝生活史各阶段的研究中发现，以死亡率为指标时，对 Cr^{6+} 最敏感的阶段是壳顶幼虫，其次是胚胎和 D 性幼虫（匡世焕，1992）。通常用于毒性实验的贝类生理指标包括摄食率、呼吸率、变态率、行为等。变态率是比较敏感的指标，在铬离子的毒性实验中发现，眼点幼虫的变态过程最为敏感。除变态率外，幼体爬升情况也是比较好的毒性指标，在重金属毒性实验中发现，铜、锌、镉对扇贝幼体的爬升行为均有影响，铜、锌对幼体爬升行为的影响是连续型的；而镉的影响则是突变型的，一旦浓度高于影响阈值，爬升行为明显受到抑制，而低于浓度阈值时，爬升行为基本不受影响。三苯基锡化合物也能按照明显的剂量—效应关系影响扇贝幼体的爬升情况。除对贝类生理效应的影响之外，重金属可能导致贝类的畸形，如金矿废水导致扇贝壳畸形，有机锡化合物使牡蛎壳变厚或出现空腔等。环境中高浓度的石油烃能够对贝类正常的行为和生理活动产生影响，并能导致细胞水平上的变化，如对壳闭合能力的影响，对呼吸作用的抑制，以及溶酶体数量的变化等。

鱼类代表着海洋生态系统的一个重要类群——游泳生物。一些鱼类可被用作标准实验生物，对污染物毒性进行评价。对鱼类的毒性实验包括重金属、石油烃及农药等的急性毒性实验和对鱼类发育的影响。在各种重金属化合物中，以汞、铜毒性较高，镉、锌、铅、铬的毒性略低。仔鱼对铜、锌的敏感性比胚胎高。重金属还可以引起仔鱼的畸形，如锌、铅等可以诱发黑鲷仔鱼的畸形，表现出较高的畸形率。油类对鱼类也有毒性效应，一般成品油毒性高于原油。原油也可以引起鱼胚胎畸形，如胜利原油在 10 mg/L、18 mg/L、32 mg/L 的水



平上可以分别导致真鲷、牙鲆和黑鲷的胚胎畸形(陈民山等,1991)。

(二) 分子毒理学实验

分子毒理学实验着重研究污染物在生物分子水平上导致的毒性效应及作用机制。通常污染物能够导致生物体内酶的诱导与活性变化、特殊物质的诱导,以及生物大分子本身的变化等生物效应。例如,在海洋生态毒理学中研究得比较多的是细胞色素 P_{450} 氧化酶系统、金属硫蛋白、体内抗氧化水平、遗传物质的变化等(徐立红等,1995)。而今后海洋生态毒理学研究的重要任务就是将生物在细胞,尤其是分子水平上所表现出来的变化,与生物效应、生态效应结合起来合理评价污染物所导致的生物分子水平上变化的意义。

(三) 野外生态实验

以往的毒理实验多是应用单种海洋生物在实验室内进行毒性实验,并根据所测得的毒性数据计算出特定污染物的安全浓度。根据标准化的单种生物实验来评价不同污染物的毒性大小是一种非常方便有效的方法,但是在将实验结果外推到其他生物时,或者将实验结果用作保护生态系统的依据时还存在争议。由于真实环境中各种环境因素的作用,污染物将表现出与室内实验不同的生物可利用性,以及不同的生物效应。而且,生态系统是由各种生物及其生存环境构成的整体,对其中一种或几种生物的影响并不能代表对整个生态系统的效应;而污染物的效应还可能通过生物之间的相互作用而表现出来。因此,进行野外生态实验,包括野外生态模拟实验和对自然环境中污染物生态效应的直接研究,更能够体现污染物在真实环境中的生态效应,应当是生态毒理学的研究重点之一。

野外生态实验研究并不意味着对以往单种实验的否定。实际上,由于单种实验具有严格控制的实验条件,所以,在确定污染物的量—效关系方面要优于野外模拟实验,野外模拟实验只是提供了真实的污染物暴露途径来验证污染物对生态系统的可能影响。而且,对一些性质不太稳定、能够导致急性毒性作用的污染物,单种实验所得出的实验结果也能够比较真实地预测污染物在野外实验中的毒性结果。

野外生态实验的两个重点是考虑自然环境中污染物的行为和污染物的生态效应。其中污染物生态效应的研究对象是污染物对生态系统结构与功能的影响。结构参数包括生态系统群落生物组成、优势种、生物量、多样性、均匀度等,而功能参数包括生产力、呼吸速率等。单纯地研究生态系统功能参数的变化意义不大,对功能的研究也应当结合结构的变化进行。

野外生态实验主要通过模拟生态实验进行,最初的模拟生态实验是在实验室内进行的微宇宙实验,之后逐渐发展到室外微宇宙实验,以及针对自然水体环境、潮间带沉积环境或其他沉积环境的中宇宙实验。模拟生态实验通过封闭、半封闭或流水式实验等模式对自然水体中污染物的行为及生态效应进行研究。其优点在于,实验生态系统通常是具有相对完整的结构和功能,与自然生态系统相似;能够在一段时间内保持稳定;可以定期监测系统参数的变化;可以设置重复;可以针对特定系统参数进行实验;可以监测污染物对不同种类生物的效应;可以监测污染物对生态系统水平上生物间相互关系的影响等。但是,模拟生态实验也存在一些缺点,即难于将大型海洋生物包括在内;实验设施的建造和维持比较昂贵;重复性差等。我国在1983—1987年与加拿大进行了为期5年的海洋生态系统围隔实验(Marine Ecosystem Enclosed Experiment, MEEE)联合研究,主要的研究内容包括重金属在围隔系统中的生物地球化学行为、重金属对浮游植物群落的影响、重金属和沉积物对浮游动物群落的影响,污染物作用下颗粒有机碳和有机氮的变化情况、浮游植物动态与营养盐的关系,原油及分散剂在围隔中的化学行为,原油及分散剂对浮游植物和浮游动物群落的影响等,取得了不少研究成果。例如,确定了厦门海域磷是浮游植物生长的限制因素;分析了重金属和石油烃对微生物群落、浮游植物群落和浮游动物群落的变化情况,发现在石油作用下,大型硅藻生长受到抑制,而鞭毛藻或小型硅藻占据优势;确定了重金属和石油烃在围隔中的化学行为,指出重金属和烷烃都很快被颗粒物吸附,其中短链烷烃主要被微生物降解去除,而长链烷烃和重金属则沉降到沉积物中。这些结果在1987年海洋生态系统围隔实验的国际会议中进行了总结(Wong C.S. &Harrison P.J., 1987)。近年来,国内海洋生态围隔实验研究主要是针对环境影响下的有害藻华动态变化情况进行的(林昱等,1993;朱明远、李瑞香等,2001)。此外,在有机锡对海洋生态系统结构与功能影响的研究中,也进行了有机锡对潮间带底栖生物群落结构的影响实验,表明沉积物中的有机锡化合物能够影响底栖生物群落的多样性和均匀度,尤其对群落中幼体数量的影响最为明显。

野外生态实验的另外一个途径是直接研究污染物对自然生态系统的效应。在这一方面的研究中,首先应当确定合理的实验地点,识别并确认污染物造成的影响,并将其与特定污染物联系起来。由于生态系统本身也是在不断的发展变化之中,所以,要将污染物造成的变化与生态系统本身的变化区分开来非常困难,这需要依靠监测技术的发展和统计方法的合理应用。对于能够灵敏反映污染物效应的生物标志物,需要进一步研究它与生态效应之间的关

系,确定生物标志物监测的意义。但对于污染物与生态效应的量—效关系的确认,还需要室内和野外模拟实验的验证。

(四) 沉积物毒性

进入海洋环境中的污染物有相当一部分最终进入沉积物中,而且能够在沉积物中长期存在,使得沉积物中污染物浓度远远高于水体中的浓度。因此,沉积物污染有可能对底栖生物的生存造成威胁,影响底栖生物的正常功能,如对海洋生态系统物质循环、能量流动的作用,以及对沉积物中因人为活动产生的污染物的转化与降解作用等。

沉积物中污染物对底栖生物的影响可以是直接的毒性作用,也可以表现为生物体内的积累,并沿食物链传递,对较高营养级造成间接的伤害。以往对污染物质量状况的评价都是通过对沉积物中污染物的化学分析进行的,但是许多研究表明,沉积物的毒性效应并不是由污染物的总浓度决定,因为污染物的生物可利用性受到了沉积物理化特性的影响,如沉积物氧还电位、粒度、有机质含量、酸可挥发态硫化物含量等。因此,以化学分析结果作为对沉积物评价的指标存在一定的局限性。同时,以底栖生物群落变化作为沉积物质量评价标准也存在问题,由于底栖生物的分布还受到许多自然因素的影响,如沉积物粒度特征、水体扰动影响等,因而难以将底栖生物分布的变化直接与沉积物中污染物的效应联系起来。而毒性实验则可以比较直接地说明污染物和生物效应间的关系。沉积物毒性实验在以下几个方面具有比较重要的意义:可以确定疏浚废物或沉积物与其生物毒性效应之间的关系;可以确定污染物的时空分布状况;可以确定污染物之间的相互作用;可以验证沉积物污染状况和采取管理措施的有效性等。

尽管沉积物的组成非常复杂,而且来自不同地区的沉积物在物理、化学性质也有很大的差异,但是,一般认为沉积物都可以被分成四个组成部分,即间隙水、无机相、有机相及由人类活动引入的物质。许多研究表明,沉积物间隙水对沉积物毒性效应评价非常重要,因为许多污染物所表现出的生物效应与其间隙水中污染物浓度直接相关,所以,沉积物的生物毒性评价通常包括对抽提液(elutriate)的毒性实验、间隙水毒性实验和全沉积物毒性实验。

抽提液毒性实验是针对疏浚废物可能导致的生物效应而进行的毒性实验,它是将一份沉积物与四份水混合,剧烈震荡一段时间后,离心取上清液进行毒性测试。它所测试的污染物是那些与水体混合之后可以释放出来的水溶性污染物,主要是重金属化合物。

间隙水毒性实验是采集沉积物间隙水,通过对沉积物物间隙水的评价对

沉积物毒性做出评价。它的前提是间隙水是沉积物中污染物被生物吸收的主要途径。间隙水毒性实验的关键是间隙水的采集，目前已有多种方法可以用于采集沉积物间隙水，如离心法、挤压法、抽滤法和渗析法等，但还没有一种能够被普遍接受的方法。在具体的实验过程中，应当根据实验情况选择合适的方法。当需要大量实验用水时，一般采用离心法和挤压法。过滤和渗析等方法可能改变间隙水的污染物浓度。对于重金属污染物，各种方法均适用，但以离心法最为方便。而当针对沉积物中有机污染物时，就必须考虑采样方法对污染物吸附过程的可能影响，通常采用抽滤法和挤压法进行采样。间隙水毒性实验一般采用水体中生物作为实验生物，按照水体毒性测试方法进行，因为底栖生物在没有沉积物存在的条件下，生存状况可能发生较大变化。然而，间隙水毒性实验存在两个主要缺陷，一是间隙水并不是底栖生物吸收污染物的惟一途径；二是间隙水所反映的也并不真正是污染物对底栖生物的全部毒性效应。

全沉积物毒性实验是模拟完整的沉积物环境所进行的毒性实验。在沉积物样品采集时应当注意尽量保持沉积物的特征，如粒度、有机质含量、氧化—还原状态、污染物的含量等，这要求在较短时间内完成对沉积物样品的采集，并尽量减少对沉积物样品的处理，减少样品储存时间，尽快进行毒性实验。对于特定污染物的毒性效应，可以采用沉积物加标，评价污染物与特定生物效应的关系。沉积物加标是在与污染区沉积物组成相似的区域采集的沉积物（参比沉积物，Reference sediment）中，加入一系列的污染物，以确定污染物浓度与生物效应之间的量—效关系。在污染物加标过程中应当注意尽量降低对沉积物理化特征和微生物特征的影响，同时污染物应当与沉积物有足够的反应时间，以保证污染物在沉积物上的吸附平衡。应当尽量避免加标过程带入其他有机物质，因为有机物质的加入可能改变其他污染物的生物可利用性，对于必须添加有机溶剂的加标过程，应当针对加入的有机溶剂设置对照，以消除因有机溶剂加入所带来的毒性效应。由于沉积物对污染物的特殊作用，所以，在实验之前应当确定沉积物的特征，如沉积物粒度组成、有机碳含量、无机碳含量、pH、酸可挥发态硫化物等；必要时应分析其他特征，如氧化还原电位、COD、BOD、氧离子交换能力、总挥发固体、总氮、重金属含量等。全沉积物实验中采用的实验生物应当综合考虑对污染物的敏感性、与测试地区生物相关性、在生态系统中的重要性、区域分布状况，以及取样的方便性等多种因素，目前采用的主要实验生物是端足类和多毛类生物中的一些物种。

同化学分析方法和生态评价方法相比，沉积物毒性实验具有明显的优点，

具体表现在：可以直接反映污染物对底栖生物的效应；不需要特殊的设备；实验方法快速、花费低；有比较成熟的实验程序；沉积物加标方法可以进行数量—效应分析；可以对所有污染物进行毒性测试；可以对野外样品进行测试，并反映时间序列上累积污染物的综合效应等。但是沉积物毒性实验也具有一些缺点，主要是样品的采集、处理和储存过程可能影响样品的生物可利用性；加标沉积物并不能真正代表野外污染的沉积物；自然环境中沉积物的地球化学过程也可能影响它对生物的效应；在从野外采集的沉积物样品中可能还存在生物，有可能影响实验结果；由于污染物暴露途径的不确定性，如果不明确沉积物中影响生物可利用性的因素，沉积物毒性实验所获得的数据就不一定可靠；对野外样品的毒性测试不能确定是哪一种污染物的作用；对现有实验方法和实验生物缺乏比较；缺少沉积物对生物慢性毒性效应的实验等等。但毫无疑问，沉积物毒性实验对制订沉积物标准，保护沉积环境具有重要意义，而且随着人们对沉积物环境中污染物行为、生物可利用性等方面认识的深入，对沉积物毒性实验的设计、操作和解释也将更加合理。

（五）定量一结构活性相关分析

污染物对生物的效应与其结构密切相关。由于污染物是通过作用于生物体内特定的部位而导致生物效应的，所以，结构的差异将影响污染物与作用部位的结合状况，从而影响污染物对生物的效应。结构—活性关系研究就是分析污染物的结构参数与生物效应之间的关系，它开始于19世纪末，最初的研究表明污染物的生物效应随其分子中CH_2基团的数目增加而增加，以后又研究发现污染物的毒性与其水溶性呈反比，这些最初的研究表明污染物的生物效应受到结构因素的影响。随后的工作开始探索可能影响化合物生物效应的具体理化特征，并尝试通过数学手段进一步分析两者之间的关系，也就是近年来发展迅速的定量—结构活性相关(QSAR)分析。

随着工农业的发展，由于人类生产、使用而进入环境中的污染物越来越多，这些污染物对生物和生态系统表现出不同的效应，面对如此繁多的化学物质，不可能逐一对其毒性进行分析，而毒性实验本身的缺点也决定了不可能准确评定每一种污染物的毒性效应。因此，探索其他的评价途径，如通过化合物本身结构特征预测和评价污染物的毒性效应，逐步得到了重视。

QSAR分析最初用于新药和杀虫剂的研究与开发，之后才逐渐被引入生态毒理的研究中。化合物结构特征可以用化合物的理化参数来表示，由于化合物的生物效应是由其结构决定的，所以，在化合物理化参数与其生物效应之间也必然存在相关关系。

在过去20年里，QSAR分析得到了迅速发展，主要应用在以下方面：用于药品/农药设计，预测药品/农药的作用机制及其在生物体内的动力学过程；用于对大量未经生物实验验证的污染物的毒性状况进行预测，满足在环境立法和污染物管理措施方面的需要；用于评估与污染物行为有关的理化参数，以建立污染物在环境中的行为模型；评估和预测污染物对生物的毒性效应；评估和预测污染物的生物积累状况；对污染物进行风险状况分级等等。QSAR分析在这些方面的应用弥补了生物实验的不足。

QSAR分析就是要尽可能找出影响污染物生物效应的结构因素，并建立两者之间的定量关系。影响污染物生物效应的因素比较多，大致可以分成三类，即分子分配特征、空间立体特征和电性特征。

分子分配特征一般以分配系数 P 来表示，它表现的是污染物在脂相和水相中的平衡分配状况。在QSAR分析中通常采用正辛醇模拟脂相，以正辛醇—水分配系数的对数 $\log P$ 评估生物活性，许多实验证明，正辛醇—水分配系数是评价污染物毒性效应非常重要的参数，一些重要的生物学过程，如污染物的吸收、分配和代谢状况都与辛醇—水分配系数有关。污染物的分配系数可以通过实验分析或推算获得；对分配系数的实验分析可以通过摇瓶法，即通过摇瓶使污染物在脂相和水相中达到平衡分配，通过对两相中污染物浓度的分析计算分配系数；此外，分配系数还可以通过污染物色谱保留指数、Hansch取代常数或碎片常数等进行计算。

空间立体特征所反映的是污染物的分子大小及空间结构。在污染物与作用受体结合时，分子大小和空间结构等可能因为空间位阻效应而影响到结合的状况。空间立体特征参数包括Taft立体取代常数、Van der Waals参数、分子连接性指数、等张比容、Charton立体参数、最小立体差异，以及Sterimol参数等。其中分子连接性指数是比较常用的空间立体特征参数，是一种拓扑学指数，根据化合物分子中各原子种类、位置及化学键特征等进行计算。另外，分子表面积和摩尔体积等参数与辛醇—水分配系数、溶解度等密切相关，也是用于分析污染物生物效应的重要参数。

电性特征是指污染物分子表面的电性情况。由于生物大分子表面一般带有亲水性的极性基团，所以，污染物在与受体结合过程中，电性情况必然会对污染物—受体的结合产生影响。用于预测生物效应的电性参数包括Hammett常数、诱导取代常数和Taft取代常数等(王连生等，1993)。

在生态毒理学中，用于QSAR分析的生物效应包括污染物对生物的急性毒性效应、慢性毒性效应和生物累积状况等。

到目前为止，已经针对进入环境中的污染物进行了大量的 QSAR 分析研究。但是针对海洋中污染物的生物效应进行的工作还比较少。主要的工作是对进入海洋环境中的多环芳烃、杀虫剂和金属有机化合物进行生物毒性和积累特性的研究，如利用分配特性研究有机污染物在藻类、贻贝、鱼类中的积累状况，利用污染物分配特性、分子连接性指数和分子总表面积等研究多环芳烃、有机锡等污染物对藻类、轮虫、贻贝、鱼等生物的毒性效应等。但目前的研究还主要集中在对污染物结构特征与生物效应之间相关关系的验证方面。

尽管污染物的 QSAR 分析研究有很高的应用潜力，但是这种方法也存在局限性。首先，通过 QSAR 分析得到的毒性预测结果只适用于在分析中所使用的毒性效应，但是，污染物的毒性可能是通过不同的途径所导致的，生物效应的表现也不相同，而 QSAR 分析无法对其他毒性效应做出预测。其次，现有的 QSAR 分析一般是针对作用规律类似的一类化学物质进行的，对于超出现有 QSAR 分析中所采用的污染物理化特征范围的其他物质，无法对其毒性做出准确预测。第三，由于污染物作用机制的差别，通过对大量经验数据的统计处理所得到的模型并非对所有污染物都普遍适应。最后，实验中所采用毒性实验数据、理化特征参数，以及实验设计、分析过程的误差都有可能对模型的预测能力造成影响。在这些方面，还需要进行深入的工作以提高 QSAR 分析的预测能力和准确性。

第四节　生态效应预测、自然保护和生态恢复

海洋环境生物学的最后一项任务是对人类活动影响下的海洋生态系统的“管理”，即能否根据已有的研究工作预测人类活动对海洋生态系统的进一步影响？是否应当保护及如何保护海洋生态系统免受人类活动的干预？如果生态系统已经受到人类活动冲击而表现出结构和功能的变化，能否对海洋生态系统进行生物净化和生态恢复？是否能够将海洋生态系统恢复到原有水平？与海洋生态系统变化的监测和生态毒理学研究相比，这些问题的研究还处在初期阶段，但应当受到足够的重视。

一、生态效应预测

对于污染物生态效应的预测研究，不能期望在短时间内取得明显进展。因为生态效应预测的两项理论基础，都难于在短时间内取得显著进展：要进行生态效应预测，首先应当能够通过生态模型对生态系统自身的动力学过程有清楚的认识，而对生态系统动力学过程的研究需要长时间的数据和资料积累；

其次,将污染效应作为影响生态系统变化的环境因素之一,还需要对许多问题做出回答。

阐明生态系统的动态发展规律是生态学的重要研究方向。国外在这一方面已做了大量的工作,我国也已经开展了这一方面的工作,如针对典型海域或特定生态现象的生态系统动力学过程的研究。相信随着研究的深入和资料的积累,对特定区域生态系统动态发展趋势的预测研究会取得明显进展。

对于能否将污染效应作为影响生态系统变化的环境因素进行研究,应当明确下列问题:在所研究的海域,污染物是否在海洋生态系统中广泛存在;在所研究的海域主要污染物的浓度变化状况如何;污染物对海洋生物和生态系统的暴露途径;污染物对海洋生态系统中个别生物的效应;能否将污染物对个别生物的效应与种群、群落和生态系统的变化联系起来(Luoma S.N., 1996)。尤其是对最后一个问题,还需要深入的生态毒理学研究。但是应当看到,在相当一部分河口或海湾区域,因人类活动而产生的污染物是普遍存在的,尽管只有小部分属于严重污染区域;而且主要的污染物有长期稳定存在甚至增长的趋势,有可能对海洋生物或生态系统产生影响,造成生态系统结构和功能的变化。因此,至少在受人类活动影响明显的河口、海湾区域,污染物的存在有可能作为一项环境因素影响生态系统的动态变化过程。

在生态毒理学研究中,毒理学家和生态学家交流和联系的缺乏一直被认为是影响生态毒理学发展的重要因素。同样,在污染物生态效应的预测方面,也需要生态学家和毒理学家加强联系,共同推动相关研究的发展。

二、中国沿海自然保护区

保护自然环境的中心是保护、增殖和合理利用自然资源。《中国大百科全书·环境科学卷》对环境保护的对象概括了12点,即确保可更新自然资源的连续存在;在自然灾害发生时确保国家资源不受危害;保护水源涵养;保护野外休养和娱乐场所;维护环境净化能力;确保自然生态系统的平衡;确保物种多样性和基因库的发展;保存学术研究对象;保护宗教崇拜的对象;保护乡土景观;保护弱者;保护稀有动物和植物等。

我国海岸线绵长,海洋生物种类繁多,其中有许多珍稀海洋野生动物,如儒艮、中华白海豚、斑海豹、砗磲、鹦鹉螺、文昌鱼、海马、海龟、玳瑁、棱皮龟、虎斑宝贝、冠螺、大珠母贝等,具有重要的经济、科学、医学和文化价值。但是,由于以往对海洋生物资源的过度开发利用,而且海洋自然保护工作比较薄弱,海洋生物资源都不同程度地受到破坏,有必要采取措施,保护海洋生物资源,实

现资源的可持续利用。其中，建立自然保护区是重要的措施。

海洋自然保护区是以海洋自然环境和资源保护为目的，依法把包括保护对象在内的一定面积的海岸、河口、岛屿、湿地或海域划分出来，进行特殊保护和管理的区域。一般在典型海洋生态系统所在区域，高度丰富的海洋生物多样性所在区域或珍稀、濒危海洋生物物种集中分布区域，具有重大科学文化价值的海洋自然遗迹所在区域，具有特殊保护价值的海域、海岸、岛屿、湿地，或其他需保护的区域设立自然保护区。

我国在1988年开始海洋自然保护区的组织、调研工作。1988年11月选划了昌黎黄金海岸、山口红树林、大洲岛海洋生态、三亚珊瑚礁、南麂列岛等五处海洋自然保护区，并于1990年批准为国家级海洋自然保护区。1992年10月又批准了天津古海岸与湿地、福建晋江深沪湾古森林两个国家级自然保护区。此后，又有蛇岛、黄河河口、江苏盐城滩涂、米埔海洋湿地、东寨港红树林、清澜港红树林、合浦儒艮等地被批准为国家级自然保护区。除此之外，还建立了辽东湾湿地等10多处地方海洋自然保护区。到目前为止，我国已建立各种类型的海洋自然保护区73个。在1995年由国家海洋局发布了“海洋自然保护区管理办法”，加强了对海洋自然保护区的保护工作。

三、生物净化与生态恢复

生态恢复(Ecological Restoration)就是在充分利用环境自身净化能力的基础上，通过人工手段将受人类活动影响的生态系统恢复到自然状态，或半自然状态。由于地球上生态系统都已经不同程度地受到了人为活动的影响，所以，很难确定何种生态系统是真正“自然”的生态系统，生态恢复只能是将生态系统恢复到尽量不受到影响的状态。

近年来，人类活动对海洋生态系统的影响逐渐明显，尤其是在受人类活动影响较大的河口、海湾地区。例如，我国渤海的锦州湾区域，部分排污口出现无生物区，其他的河口、海湾区域，生物多样性同以往相比也有明显降低。因此，有必要对一些受到人类活动影响较大的海域进行生态恢复工作。但是由于海洋环境的独特性，在陆上得到广泛应用的生物净化技术在海洋中的应用非常有限。受到污染的海域在很大程度上需要依赖海洋环境自身的净化能力。要进行生态恢复工作必须面对的两个问题是：将生态系统恢复到什么程度；如何进行生态系统的恢复工作。

如前所述，由于人类活动影响的增加，不能期望将生态系统恢复到真正的“自然”条件。在考虑生态恢复的程度时，应当根据特定海域污染状况，以及生

态系统和生物资源等方面的基础研究工作，综合考虑人类对海洋生态系统合理开发的需要、对海洋生态系统结构与功能保护的需要，以及对海洋生物资源持续利用的需要合理确定。

进行生态系统的恢复工作，首先应当确定人类活动对海洋生态系统影响的原因。造成海洋生态系统变化的原因很多，包括生态系统自然变化的影响；由于人类活动影响导致的全球气候变化的间接影响，如气温变化、降水变化及由此引起的河流入海径流变化等；以及因人类活动而输入海洋环境的物质和能量的影响等。只有确定影响海洋生态系统的因素，才能够采取对应的生态恢复措施。因人类活动而输入海洋环境中的物质或能量的影响主要表现在多个方面，如大量营养物质输入导致的海洋环境富营养化问题，人类活动所产生的有毒物质输入海洋环境，对海洋生物和生态系统的毒性效应问题等。由于海洋环境的特殊性，对海洋环境中的生态恢复工作比较难以进行 能够采取的主要措施是控制污染物排放源，除通过对排放污染物的总量进行控制外，也可以通过建造污水处理场等设施，降低污染物排放量。而对于已经进入海洋环境中的污染物，大部分只能通过海洋环境的自净能力消除，而油污染可以部分通过人工措施消除。

陆源污水排放、船舶含油废水排放，以及原油泄露等都能造成海洋环境的油污染，除围栏收集、化学分散剂处理等物理化学措施外，微生物降解是一种有效去除石油烃的方法。大约有 200 多种细菌、酵母或丝状真菌能够氧化降解石油烃及其相关化合物。而营养盐含量，尤其是亲脂性营养物质及硝酸盐和磷酸盐等无机营养盐，可以显著影响石油烃降解速率。其他因素包括温度、盐度、氧气等也能够影响石油烃降解情况。我国在这一方面进行了一系列工作，包括在 80 年代初期和中期进行的石油降解菌生态分布调查，以及石油烃高效降解菌株的筛选和石油降解的模拟实验研究等，但与国际上同类研究相比还比较落后。

目前，我国海洋生态恢复方面的工作刚刚起步，相信随着研究工作的深入，生态恢复方面的工作会逐渐得到重视。但是在进行生态恢复工作的同时，必须认识到海洋本身的特殊性决定了海洋生态环境的恢复工作是一项艰巨的任务，这就要求人们在开发海洋、利用海洋的同时，必须充分考虑到破坏环境可能导致的负面效应。实现社会、资源和环境的协调发展才是真正合理的选择。

第八章　赤潮科学研究

第一节　赤潮科学概述[①]

一、赤潮科学及其研究内容

有害赤潮(Harmful red tides, HRT)也称有害藻花(Harmful algal blooms, HAB)是当今全球海洋的一大灾害,也是国际社会共同关注的重大海洋环境问题中急需解决的涉及全球变化的前沿领域之一。

有害赤潮是随着世界范围经济发展,沿海地区大量工农业废水、生活污水和养殖废水排放入海,导致近海富营养化日趋严重,酿成的一种生态灾害,其发生不仅严重危害海洋渔业和养殖业、恶化海洋环境、破坏生态平衡、损害滨海旅游业,而且赤潮毒素还通过食物链导致人体中毒,危害人体健康。特别是近年来,随着人类活动对海洋生态系统的影响逐渐增大,有害赤潮对环境和经济的影响也在不断增加,人们担心目前人类活动强度及由此

① 本节作者:邹景忠。

引起的赤潮灾害的发展势态是否会导致产生不可接受的后果，是否能发展提出预测、治理或减轻影响的有效方法。因此，对其进行监测、研究和管理无论在促进全球环境变化和全球有害赤潮的研究，还是在促进我国乃至世界沿海城市社会经济发展和进步，都具有十分重要的科学意义和应用前景。90年代初，联合国海洋环境保护专家组(GISAMP)即已把有害赤潮优先列入世界三大海洋环境问题之一来进行研究。联合国政府间海洋学委员会(IOC)和海洋研究科学委员会(SCOR)组成的赤潮联合工作组，于1998年10月在丹麦制定一项全球有害赤潮生态学和海洋学研究规划(GEOHAB)。

赤潮科学就是在人们亟待解决赤潮问题的需求下，迅速发展起来的。它是一门正处于迅速发展中的海洋科学新的分支学科，是以海洋生态系统生态学和海洋生物地球化学为理论基础，研究由人类活动或环境异常变化诱发赤潮的过程、成因、危害和防治的科学(邹景忠，1992)，与物理海洋学、海洋化学、海洋生物学、海洋生态学、海洋地质学和海洋工程学等许多学科有着密切的关系。

赤潮的生消过程一般包括起始阶段、发展阶段也称形成阶段、持续阶段又称维持阶段和消亡阶段。其发生是一个复杂的生态过程，是由许多因素诸如水文、气象、物理、化学和生物因子综合作用的结果，对其发生机制尚难阐明清楚，也缺乏行之有效的预测预报和治理的方法。由于赤潮现象的多样性及水动力学和地理学的多变性，严重限制了赤潮研究的进展。当前，赤潮科学研究的主要内容包括：研究人为影响下的赤潮生物变化规律，了解赤潮生物的生长、生理、行为及生活史特征和机制；研究人类活动与赤潮的关系，确定赤潮藻种群动态变化的生态学和海洋学机制；建立有毒赤潮藻及贝毒监测新技术，阐明有毒赤潮藻产毒生理生态学机制及致毒机理；探寻更合理、准确的赤潮生物—物理—化学过程的耦合生态模型，建立行之有效的赤潮预测预报方法及防治管理对策。

二、赤潮现象及其分布

(一) 赤潮的定义和类型

1. *赤潮的定义*

赤潮(red tide)又称红潮是指海洋中一些浮游生物在一定环境条件下暴发性增殖或聚集引起海水变色的现象(邹景忠，1987；《中国大百科全书·海洋科学卷》，55页；邹景忠，1994；《中国农业百科全书·水产业卷》，49页)。这是含义最广泛的历史沿用名，它包括所有能改变海水颜色的有毒藻或无毒藻引

发的赤潮，以及那些虽然生物量低又不能改变海水颜色，但却因含有藻毒素而具有危险性的藻花。现在大部分国家的科学家，在描述那些有毒或能够导致危害的赤潮现象而使用了有害赤潮(HRT)或有害藻花(HAB)这一术语。也可称之为赤潮灾害(red tide disasters)，并定义为海洋中一些微藻、原生动物或细菌，在一定环境条件下暴发性增殖或高度聚集引起水体变色的一种有害的生态异常现象。发生赤潮的海水常带有粘性和腥臭味，故又有称之为“臭水”、“肥水”。

江河、湖泊、池塘等淡水域出现的类似现象，通常称之为“水花”、“水华”或“湖靛”。

赤潮实际上是各种色潮的统称。发生赤潮的水色依形成赤潮时占优势的浮游生物种类的颜色不同而变化。如夜光藻（*Noctiluca scintillans*）、中缢虫（*Mesodinium rubrum*）形成的赤潮呈粉红色，绿色鞭毛藻大量繁殖时却呈绿色，硅藻形成的赤潮往往呈黄褐色，大多数甲藻大量繁殖时却呈褐色，锥状斯克利普藻（*Scrippsiella trochoidea*）形成的赤潮为红棕色。

赤潮大多发生在富含营养物质的内海、河口、海湾或有上升流的水域，尤以水体富营养化程度高或自身污染严重的海水养殖区发生频率最高。

赤潮的发生季节随水温等环境因子和赤潮生物种类而异，一般以春夏季为其盛发期，但在热带或亚热带海区，冬季亦有发生赤潮。中国沿海纵跨热带、亚热带和温带，其赤潮的发生时间有明显随海区所处纬度高低从南往北逐步推迟的趋势，在南海虽终年可见，但以3—5月发生频率最高(梁松等，1992；齐雨藻等，1995)，东海区主要发生在5—8月(邹景忠等，1984；陈亚瞿等，1994；洪君超等，1989)，冬季象山港也常发生(陈亚瞿等，1995)，渤、黄海区大多发生在7—9月(邹景忠等，1983)，甲藻赤潮多见于夏季。这些季节可以作为不同海区赤潮定期监测的重点季节。

赤潮的覆盖面积从几十平方米到数千平方公里不等，持续时间有长有短，短者数日，长则可达数十天。在赤潮发生区，变色水体的表现形态有条带状、片状、团块状和簇状等多种多样，这与赤潮生物的聚集特性和潮汐、潮流影响有关；变色水体的分布深度一般在几十厘米到数米以内。在水体交换能力相对较差的封闭或半封闭海湾，赤潮一般在雨后天晴、风平浪静特别炎热的时间发生。

2. *赤潮的类型及判断*

(1) 赤潮的类型

赤潮现象有多种多样，一般按赤潮的发生原因、发生海域、赤潮生物有无

毒性及生理生态特征等划分为不同类型的赤潮。

自然赤潮灾害和人为赤潮灾害。按赤潮灾害的成因分，凡以自然变异为主因产生的并表现为自然态的赤潮，称之为自然赤潮灾害，如分布于东海以南水域的蓝藻中的束毛藻（*Trichodesmium* spp.），由于受自然因素风、海流外力的作用而被聚集形成的束毛藻赤潮。红海则是由该藻大量繁殖，聚集使海水经常染上一层红色而得名。这类赤潮是最早被人们认识和描绘的一种自然赤潮现象，发生频率低，危害也不明显。凡以人为影响为主因产生的并表现人为态或自然态的赤潮统称为人为赤潮灾害，如人为排污引起的富营养化和人工养殖引起的自身污染诱发的赤潮。根据我国现有的赤潮报道，大多数属于人为赤潮灾害，其发生频率较高，危害也较严重。

无毒赤潮和有毒赤潮。根据赤潮藻有无毒性分，无毒赤潮也称高生物量赤潮，是指不含毒素的赤潮藻及其形成的赤潮都没有毒性效应，一般不会造成明显危害，只是由于赤潮藻的密度过高，其死亡分解时会因微生物呼吸耗氧造成局部海水环境缺氧，导致鱼类和无脊椎动物非选择性死亡。例如，夜光藻赤潮、束毛藻赤潮和大多数硅藻引发的赤潮属于这种类型，这种类型的赤潮在我国沿海的出现最为普遍。有毒赤潮是指含有毒素的赤潮藻及其形成的赤潮有毒性效应，对人类健康和海洋动物会构成威胁的赤潮。这是目前最受重视的一种赤潮灾害。

目前已知在我国能产毒但尚未引发赤潮的有毒藻有以下几种：

·能产生麻痹性贝毒（PSP）的种类：链状亚历山大藻（*Alexandrium catenella*）、微小亚历山大藻（*A. minutum*）、塔玛亚历山大藻（*A. tamarense*）和链状裸甲藻（*Gymnodinium catenatum*）等。

·能产生腹泻性贝毒（DSP）的种类：渐尖鳍藻（*Dinophysis acuminata*）、尖头鳍藻（*D. acuta*）、倒卵形鳍藻（*D. fortii*）、帽状秃顶藻（*Phalacroma. miatra*）、圆形秃顶藻（*P. rotrndatum*）和利玛原甲藻（*Prorocentrum lima*）等。

·能产生神经性贝毒（NSP）的种类：短凯伦藻（*Karenia breve*）在我国有出现，但尚未发现有中毒事件的记录（林永水，1996）。

·能产生记忆消失性贝毒（ASP）的种类：据文献报道有多纹拟菱形藻（*Pseudonitzschia multiseries*）和假细纹拟菱形藻（*P. pseudodelicatissima*）。但迄今我国尚未发现有该藻及中毒事件发生。

·有鱼毒的（CFP）种类：有毒岗比亚藻（*Gambierdiscus toxicus*）在南海已有发现（林永水等，2001）。另外，还有一种对人无毒，但对鱼类及无脊椎动物



有害的赤潮。这种赤潮主要由角刺藻(*Chaetoceros* spp.)引发的,对鱼鳃能发生堵塞或机械伤害作用的赤潮。

外海型和近岸、内湾型赤潮。按赤潮发生区域分布分,外海型赤潮指由分布于外海高盐性的赤潮生物,如束毛藻、笔尖根管藻(*Rhizosolenia styliformis*)在外海上升流或水团交汇区出现的赤潮,与自然赤潮灾害基本相似,具有发生频率低、危害不明显的特点。与此相反,近岸、内湾型赤潮系指发生在近岸区、封闭或半封闭性内湾的赤潮。能在这些区域形成赤潮的生物种类很多,而且大都是属于广温广盐生态性质的近岸种类,对变化多端的环境压力具有较高的适应和耐污的能力。这种类型与人为赤潮灾害基本相似,其形成大都与水体富营养化有关,如中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)赤潮、微型原甲藻(*Prorocentrum minimum*)赤潮、赤潮异弯藻(*Heterosigma akashiwo*)赤潮和夜光藻赤潮等。

海水养殖区包括浅海扇贝、贻贝筏式养殖区、内湾网箱养鱼区和池塘对虾养殖场大都位于人口密集、经济发达的临海城市的近岸、海湾水域,受人为活动影响显著,其营养类型大都处于富营养到过富营养状态,是赤潮多发区、重灾区。但从生态系统结构和功能上看,养殖区同属近岸、内湾生态系统范畴内的一个特区。惟池塘对虾养殖生态系统,无论在结构和功能上都与海湾、浅海养殖生态系统有明显差异,该生态系不仅氮高磷低,氮磷比例大,浮游植物群落结构简单,多样性指数低、赤潮生物密度高,而且在海湾中很少见到发生赤潮的种类,如三角褐指藻(*Phaeodactylum tricornutum*)、新月菱形藻(*Nitzschia closterium*)等在虾池中也能成为赤潮原因种(邹景忠、吴玉霖等,1999)。

根据我国现有的赤潮报道,近岸、内湾型赤潮特别是养殖区赤潮,无论在发生频次还是对生态、环境、资源造成的危害都居首位。

单相型、双相型和复合型赤潮。按赤潮发生时的赤潮藻种类组成特征上的差异分,单相(种)型赤潮系指发生赤潮时由在浮游植物细胞总量中,占绝对优势(80%以上)的单种赤潮生物引发的赤潮;当赤潮发生时有两种共存的赤潮生物占优势时,称之双相型赤潮;凡由三种或三种以上赤潮生物组成的,且每种的细胞密度都占浮游植物总细胞数20%以上的,称之复合型赤潮。根据我国现有的赤潮报道,大多数属于单相型赤潮,双相型赤潮仅占少数,复合型赤潮还很罕见。

(2) 赤潮的判断

判断赤潮的指标,有物理学、化学和生物学的三种。但迄今我国乃至国际

尚无规范化的指标和统一标准。目前我国常用感官指标和生物量指标。

感官指标主要包括海水水色及色度,海水表底层溶解氧变化,海水 pH 值突变,海水出现腥臭味或粘状物等,其中以水色及色度为常用指标。根据赤潮跟踪监测结果表明,凡植物性赤潮时,白天水体表层溶解氧均达过饱和状态,饱和度可达 110%~200%,表层水的 pH 值异常增高,一般在 8.3 以上时可判定为赤潮。

生态学指标一般包括浮游植物多样性指数(H)、浮游植物均匀度(J)、叶绿素 a 和赤潮生物密度(表 8-1),如生物体长大于 50 μm 的膝沟藻(*Gonyaulax*),细胞数达到100~200 个/mL时可使水面稍变色,细胞数达到1 000 个/mL以上时则使海水变为褐色,此时可明确判断为赤潮。目前,我国学者主要是结合我国和日本学者一些监测结果确定的主要赤潮生物发生赤潮时基准密度(表 8-2)。

表 8-1 有害赤潮生物判断指标及基准

指　　标	基准值	备　　论
浮游植物多样性指数(H)	<1	邹景忠,1997
浮游植物均匀度(J)	<0.2	邹景忠,1997
叶绿素 a(mg/dm^3)	>10	邹景忠,1983;张水浸,1994
赤潮生物量(个/dm^3)		
体长<10 μm 者	$>10^7$	
体长 10~29 μm 者	$>10^6$	
体长 30~99 μm 者	$>3\times10^5$	按安达六郎(1973)提出的判断基准值
体长 100~299 μm 者	$>10^5$	
体长 300~1 000 μm 者	$>10^4$	

表 8-2 主要赤潮生物形成赤潮时的细胞基准密度

赤潮生物种类	基准密度(>个/dm^3)
赤潮异弯藻(*Heterosigma akashiwo*)	$>5\times10^7$
海链藻(*Thalassiosira* spp.)	$>10^7$
裸甲藻(*Gymnodinium* spp.)	$>5\times10^6$
多甲藻(*Peridinium* spp.)	$>5\times10^6$
骨条藻(*Skeletonema costatum*)	$>5\times10^6$



（续表）

赤潮生物种类	基准密度（>个/dm³）
根　管　藻（*Rhizosolenia* spp.）	$>5\times10^6$
硅　鞭　藻（*Dictyocha* sp.）	$>5\times10^6$
海洋卡盾藻（*Chattonella marina*）	$>10^5$
环　沟　藻（*Gyrodinium* spp.）	$>5\times10^5$
拟 菱 形 藻（*Pseudonitzschia* spp.）	$>5\times10^5$
原　甲　藻（*Prorocentrum* spp.）	$>5\times10^5$
星　杆　藻（*Asterionella* sp.）	$>5\times10^5$
中　缢　虫（*Mesodinium rubrum*）	$>5\times10^5$
夜　光　藻（*Noctiluca scintillans*）	$>5\times10^4$

（二）赤潮的分布和发生状况

1．赤潮的全球分布

赤潮在历史记录中是一种自然现象，由于海洋微藻爆发性增殖而引起海洋生物的死亡是有化石证据的。尽管赤潮早在人类活动改变近海生态系统前就已经发生，但从全球分布来看，赤潮发生频率较低，记录也很少。50年代以后，随着世界范围工农业的迅速发展，沿海地区人口急剧增加，大量工农业废水、生活污水和养殖废水任意排放入海，造成水体富营养化程度日趋严重，导致赤潮原因种变化(赤潮甲藻比重增大，出现新的有毒赤潮原因种)，赤潮发生频率和规模、赤潮危害及造成的经济损失和人类中毒事件的调查结果显示在过去的几十年里有害赤潮问题确实在不断扩展和加剧，危害有明显的增长。50—60年代，赤潮大多发生在工业发达国家和地区的沿岸水域，如日本，美国和欧洲一些国家。到70年代，赤潮不仅在工业发达国家的沿岸水域频繁发生，而且在一些发展中国家的沿岸水域也时有发生，如在中国、东南亚和南美洲等国家和地区的沿岸水域发生的赤潮。自80年代以来，赤潮发生已遍及世界各沿海国家和地区的沿岸水域，并且危害程度越来越严重。据不完全统计，频繁发生赤潮的国家包括：日本、中国（含香港）、韩国、泰国、印度、菲律宾、马来西亚、新加坡、印度尼西亚、文莱、挪威、瑞典、丹麦、荷兰、法国、西班牙、葡萄牙、意大利、罗马尼亚、南斯拉夫、加拿大、美国、危地马拉、委内瑞拉、巴西、乌拉圭、阿根廷、秘鲁、智利、肯尼亚、南非、澳大利亚、新西兰、巴布亚新几内亚、所罗门群岛(图8-1)。日本是世界上赤潮发生次数最多、受灾最重的国家，

1976—1991 年间，共发生赤潮 4 448 次，平均每年 185 次，1978 年最高达 326 次，造成渔业损失的赤潮共 421 次。

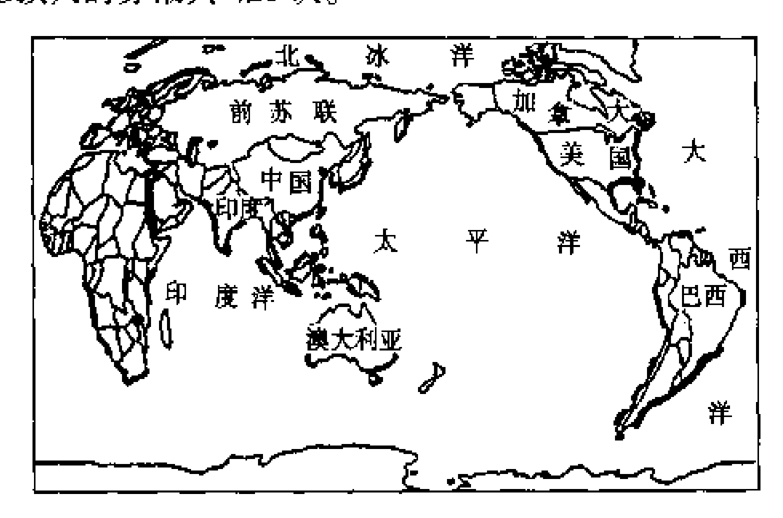


图 8－1　世界赤潮发生的区域分布

有毒赤潮甲藻塔玛亚历山大藻和链状亚历山大藻及其产生的麻痹性贝毒素(PSP)也扩大了分布范围，1970 年以前只出现在欧洲、北美和日本的暖水域(Dale & Yentsch, 1978)，至 1990 年从南半球直到南非、澳大利亚、新西兰、印度、泰国、马来西亚的沙巴州、菲律宾和巴布亚新几内亚等国家的沿岸水域都有分布(图8－2)。研究表明，随着各国经济社会的进一步发展，赤潮的分布范围还有可能进一步扩大。

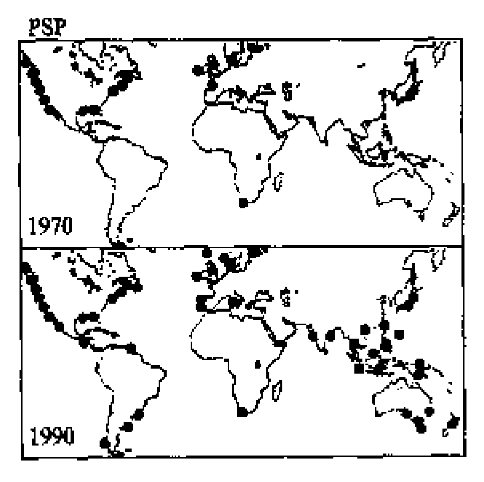


图 8－2　1970 年与 1990 年麻痹性贝毒素(PSP)全球分布的比较

2．我国赤潮发生状况

我国赤潮的历史记录可以追溯到2 000年前，2 000 年前在一些古代文献或文艺作品里就有一些有关赤潮现象的记述，如清代蒲松龄在《聊斋志异》中就形象地记载与赤潮有关的发光现象(华泽爱等，1987)。1933 年，原浙江水产实验场费鸿年报道发生于浙江镇海—台州—石浦沿岸一带的夜光藻—骨条藻赤潮是我国首次的赤潮记录。直至新中国成立前，因战争既无发现也无赤潮记录。新中国成立后，由于政府对海洋科学的重视，加以人们对赤潮及其危害提高了认识，才逐渐有了赤潮现象的较完整的记载，据不完全统计，从 1952 年黄河口发生夜光藻赤潮至 1998 年间我国内地沿海共发现记述了 322 次赤潮，平均每年发生 7 次。1975—1998 年间，香港水域共记录了 530 次赤潮，1988 年最高达 88 次，平均每年发生 23 次(图 8－3)。



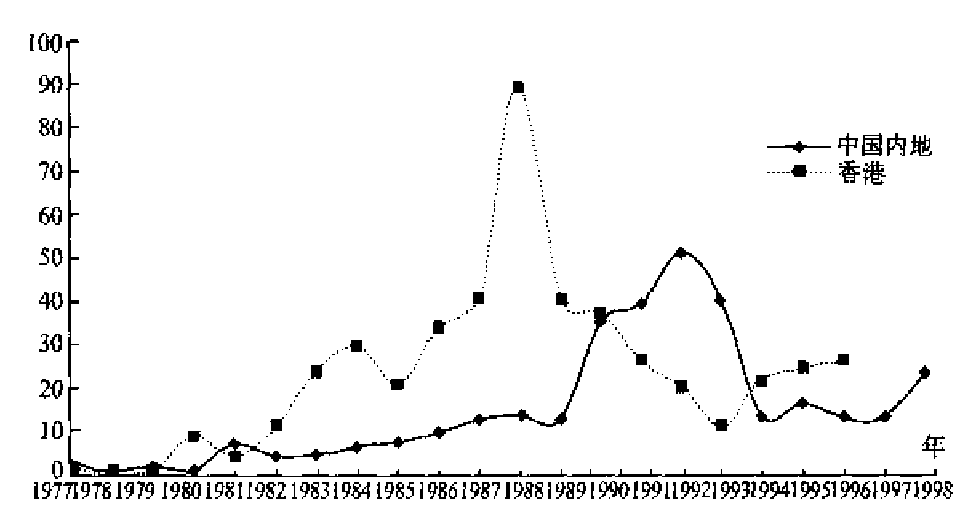


图 8－3　中国沿海和香港水域赤潮发生频次年际变化

从 8－3 图上可见，20 世纪 60 年代以前，由于对赤潮缺乏认识和调查监测，只发现记录了 3 次赤潮。进入 70 年代，随着沿海城市经济的发展，工农业废水和养殖废水大量排放入海的影响，赤潮发生频率呈逐年明显上升趋势，70 年代记录了 20 次，80 年代猛增为 65 次，至 90 年代高达 234 次，其发生规模和持续时间也明显增大增长。从 1999 年到 2001 年，内地沿海发生次数分别为 13.21 和 26 次。

比较我国沿海四个海区赤潮发生频次，可以明显看出，南海发生频次高于北海，从 50 年代至 90 年代，南海区记述了 145 次，占记录总数的 45%；东海区记述了 118 次，占记录总数的 36.3%；黄海区记述了 32 次，占记录总数的 10%；渤海区却只记述了 27 次，仅占记录总数的 8.3%（表 8－3），显示出赤潮发生频次有从南向北递减的分布趋势。

表 8－3　中国各海区赤潮发生频次比较（1952—1998）

海　区	50 年代	60 年代	70 年代	80 年代	90 年代	总　计
渤海	1		3	2	21	27
黄海			5	7	20	32
东海	1	1	2	28	86	118
南海			10	28	107	145
合计	2	1	20	65	234	322

数据源自中国海洋环境质量年报、中国海洋灾害公报及有关文献。

另外值得一提的是，1991—1994 年间，我国内地沿海赤潮发生频次比 90

年代以前高的另一原因，与此间正执行国家重大基金项目"中国东南沿海赤潮发生机理研究"和在北方刚组建的"渤海赤潮联合防治领导小组"及其技术组，增加赤潮监测频次有关。

三、赤潮科学研究简史

（一）赤潮科学的发展历程

赤潮现象自古有之，最早记载赤潮现象的是《旧约圣书》·"出埃及记"里就有"江水屡屡变成血色，江里的鱼死亡，江水发臭，埃及人不敢饮用江水"和"血色漫延全埃及"等描述。红海乃因一种赤潮生物——红海束毛藻的大量繁殖使海水经常染上一层红色而得名。也有的报道认为，赤潮的最早记载是公元前325年，当时记载：在现在的冰洲近海，海面浮起一层厚厚的粘状物现象。由此可见，赤潮现象早已被人们注意。

日本对有关赤潮现象的记载也比较早，在《大日本史》的第361卷中，一共记录了自644年至1312年所发生的赤潮事件就有16起，也有"海水赤如血，鱼皆死，食鱼者皆死"等现象和危害的描述。

17世纪初期，已经有记载印第安人禁忌捕食赤潮发生海域的贝类的传说，在北美洲西海岸的一些印第安部落，保持有一种习惯，夜晚有专门的人守望海面，一旦发现海水有发光现象（现已知该现象是由某些发光赤潮生物引起），就绝对不吃贝类海鲜。这可谓是人类早期对某些赤潮生物会引起"贝毒"的初步认识和为免其害所采取的一种对策。

进入19世纪，由于显微镜的发明和应用，海洋浮游生物的调查研究工作才得以逐步开展。只有在这一时候，长期以来被视为"谜"的赤潮现象的本质才初步被揭示，逐渐清楚它是由于某些很微小的浮游生物的大量出现所造成的。首先，1831—1836年间，C.R. 达尔文在"贝格尔号"航行日记中，就相当详细地记述了发生在巴西、智利海面上的赤潮现象，并确认是由一种微小蓝藻——束毛藻引起。之后，一些科学家即开始着手进行赤潮现象的研究。例如，1855年，W. 韦布关于赤潮生物的研究和 H.J. 卡特关于孟买岛沿岸区域赤潮现象的研究；1819年，日本的野元丸川关于英虞湾赤潮的研究等等。

20世纪以来，有关赤潮现象的研究报道日渐增多，仅以日本为例，先是西川藤吉（1900、1901）报道了1899—1900年间发生在静冈县沿岸的夜光藻赤潮和发生在三重县鸟羽港、英虞湾的两次多纹膝沟藻（*Gonyaulax polygramma*）赤潮，并记述了鱼贝类的憋死现象。据迁田（1966）的统计，日本自1907—1957年的50年间，共发表了有关赤潮的研究论文和报告达123篇。但就全

世界而言，在本世纪30年代以前，大多数的文章仍然停留在对赤潮现象的描述性阶段。例如，记录发生赤潮的有关生物种；赤潮的迁移；赤潮所产生的危害等。真正开展科学研究是30年代后才开始的。例如，1940年，一些国家进行的鞭毛藻类营养需求和培养基的开发和培养方法的探讨；美国于1946年开始赤潮的调查研究，并于1948年在萨拉索塔建立了一个赤潮实验室。

日本是深受赤潮之害的国家，研究工作也一直比较活跃。1964年，文部省组织了"有害浮游生物"的研究；1966年，赤潮研究协会取得了农林水产省的水产特别试验经费的资助，与九州大学、三重大学、广岛大学、香川大学、长崎大学等联合开展了"赤潮发生要因"的研究，揭示了不少问题。例如，底层贫氧水或无氧水的形成和营养盐的溶出、补给，是赤潮发生的要因(花冈资等，1972)；揭示了十几种赤潮鞭毛藻的营养需求和最适宜的增殖条件，确定氮、磷是它们增殖的最主要营养盐，以及维生素 B_{12}、微量金属铁、锰、酵母消化产物和其他有机氮化合物的重要作用(岩崎，1976)。70年代以来，日本的赤潮研究工作得以进一步发展，有许多研究机构相继成立，1974年，香川大学和东京大学成立了"有毒浮游生物研究组"；1977年，由东京大学的丸茂隆三教授负责，组织成立了"赤潮生物研究会"；1979年，水产厅和环境厅又共同组建了"赤潮研究团"；1983年，"赤潮研究所"正式在香山县建立。先后主要开展赤潮发生机制、富营养化对策、赤潮预测预报、赤潮防治技术等课题的研究，并取得许多成果，近20年来出版了不少专门著作，如《关于赤潮近年来的见解与研究的问题点》(赤潮研究会编，1980)；《赤潮—发生机制与对策》(日本水产学会编，1980)；《赤潮生物研究指针》(日本水产资源保护协会编，1987)；《赤潮科学》(冈市友利编，1987)；《日本的赤潮生物》(福代康夫等编，1990)等。

赤潮研究首次作为一门学科是1974年在美国波士顿举行的第一届国际有毒甲藻赤潮学术讨论会，以及1978年和1985年先后召开两次有毒甲藻研讨会开始的。1987年，还在日本的香川县举行首届国际赤潮研讨会，与此同时，联合国教科文组织下属的政府间海洋学委员会(IOC)也在香川大学召开了国际赤潮合作研究的专题讨论会。提供的论文达131篇。日本三重大学的H. Iwasaki教授报告了日本赤潮研究的最新进展，主要内容包括赤潮鞭毛藻的分类；赤潮的发生；营养盐、生长激素和环境；营养盐引起赤潮生物的垂直迁移和聚集机制；赤潮生物的种群生长和生物间的相互作用；赤潮的预测预报等。美国伍兹霍尔海洋研究所的D. M. Anderson教授报告了赤潮问题的全球性展望，指出许多国家正面临着赤潮带来的经济和健康问题，且威胁明显增长，虽然一些发达国家进行了许多有效的研究，但在第三世界国家，目前还缺

乏开展深入研究的条件,有必要提出有关技术的培训、交流和合作研究的国际计划和可能的组织形式。之后,冈市友利还编著出版了《赤潮科学》专著。1974—1997年间,先后召开了8届国际有害有毒赤潮研讨会,第九届研讨会也于2000年2月9—12日在澳大利亚举行。

1989年,在第四届国际海洋有毒浮游植物学术讨论会上达成共识,即"人类活动可能引起赤潮藻密度的增大和赤潮全球分布的扩展",并呼吁"国际合作研究努力控制赤潮在全球的蔓延和人类活动对这一现象产生的作用"。1991年10月,在美国罗得岛IOC-SCOR(国际科联海洋研究委员会)联合工作小组首次为IOC赤潮计划列出纲要计划(图8-4),并于1992年成立政府间海委会赤潮研究小组(IPHAB)。联合国粮农组织(IOC/FAO)及国际海洋勘探理事会(ICFS/IOC)都成立了赤潮工作组。政府间海委会赤潮研究小组于1998年10月在丹麦召开的第四次工作组会上,与IOC-SCOR联合制定了一个"全球性有害赤潮生态学和海洋学"研究计划。

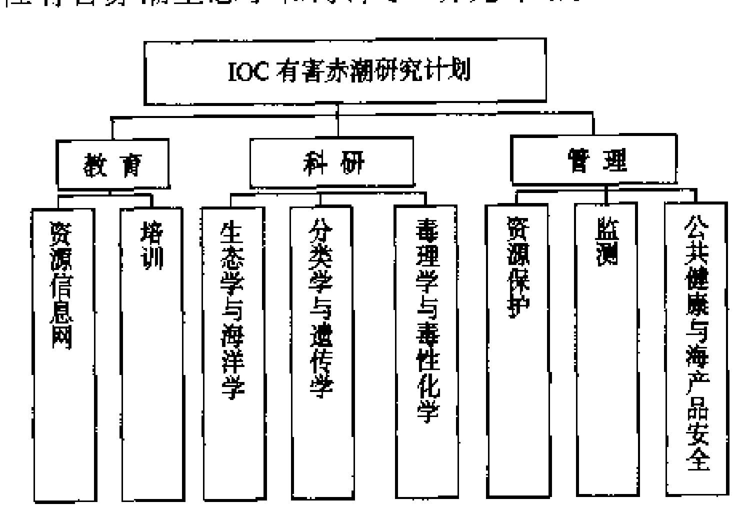


图8-4 联合国政府间海委会赤潮研究计划框架

(二)中国赤潮科学研究简史

我国的赤潮研究起步较晚,最早有文字记载的是1933年原浙江水产实验场费鸿年报道发生在浙江镇海—台州—石浦一带的夜光藻—骨条藻赤潮,之后近20年时间,由于日本的侵略和国内战争等原因而无人问津。直到新中国成立至今近50年的时间,经过一代人的努力,这门学科——赤潮科学才从无到有、从小到大、由浅及深的发展起来,为推动我国赤潮科学自身理论建设和赤潮的防治与管理做出了世人瞩目的科研成果,其发展过程大致可分为三个阶段。

1. 初始阶段

这一阶段(1952—1976)主要是从1952年原中央水产所记述发生于黄河口

范围约 1 460 km^2 夜光藻赤潮及危害，后经费鸿年在《学艺杂志》正式发表这一文章为开始的。这一时期缺乏对赤潮的认识和调查监测，资料甚少，只见到周贞英(1962)报道在福建平潭岛附近海域发现的两次“东洋水”——束毛藻赤潮和陈亚瞿(1972)报道发生在长江口以东外海面积约 2 000 km^2 的束毛藻赤潮等论文报告，工作零星，基本上停留在赤潮现象的定性描述，尚未进行过赤潮专项调查研究。

2．*起步阶段*

这个阶段(1977—1989)是从 1977 年由于在渤海湾海河口发生规模宏大、持续时间长达 50 多天的微型原甲藻赤潮及其对渔业造成的严重危害以后，才引起我国政府和有关部门高度重视开始的。国家和有关部门相继开始设立赤潮研究专项，组织有关科研教育部门进行专题研究。特别值得一提的是 1978 年国家环保局设立的重大科研项目——渤黄海污染防治研究项目中的 145 专题“渤海湾赤潮的发生机制及预测方法研究”并由中国科学院海洋研究所赤潮课题组率先组织实施“渤海湾富营养化和赤潮问题”的调查研究以后，赤潮专项研究才犹如雨后春笋般在黄海、东海和南海相继开展起来(邹景忠，1987)。我国著名的浮游生物学家郑重教授(1978)发表的“赤潮生物研究——海洋浮游生物学的新动向”一文，对当时我国赤潮研究工作的开展也起到了积极的推动作用。为加快我国赤潮研究步伐和提高水平，1981 年邹景忠在大连市召开的全国海洋环境科学研讨会上所做的“渤海湾富营养化和赤潮问题报告”着重提出了今后应加强对赤潮生物分类和生态的研究；赤潮生物的分离、培养和实验生态研究；赤潮发生机制和预报方法的研究；赤潮防治方法和原理的研究；航空遥感在赤潮监测应用的研究；以及氮、磷循环的研究。在全国有关单位和专家共同努力下，至 1990 年除了通过调查监测记录到 85 次赤潮(其中南海 28 次，东海 42 次，黄渤海 15 次)，其中 14 次由有毒种类形成的赤潮外，我国学者还先后完成了一批国家和省市重点研究课题，获得了大量有关赤潮生物学和生态学，以及赤潮成因的基础数据资料及科研成果(曾呈奎、周名江、邹景忠，1993)，大大扩大了研究覆盖面，开始由定性描述进入半定量或定量研究，为全方位系统研究赤潮奠定了基础。但从总体上看，绝大多数工作尚处于起步阶段。

与此同时，这一阶段研究赤潮的单位也有所增加，研究队伍不断扩大，并开始走向部门单位间联合研究的道路。例如，1985 年 12 月，由国家海洋局南海分局、暨南大学、中山大学、中科院南海研究所和中国水科院南海水产研究所 5 个单位联合成立的我国第一个专门研究赤潮的联合体——“南海赤潮研

究中心”，推选国家海洋局南海分局梁松局长为主任，暨南大学水生生物所所长齐雨藻为副主任，并于1988年11月组织召开了“全国首届赤潮问题学术讨论会”，组成“全国赤潮研究联合体”。

3. 发展阶段

1990年以来，我国赤潮研究开始跨入了一个新的发展阶段，这个阶段的重要标志是于1990年由全国赤潮研究联合体申请获得国家基金委资助开展的重大项目“中国东南沿海赤潮发生机理研究”开始的大规模、多学科综合研究(1990—1994)和由国家科委资助的“八五”攻关专题“近海富营养评估和赤潮预测技术研究”(1990—1995)、国家攀登计划B专题“有机污染诱发有机赤潮及危害机理研究”(1994—1998)，以及国家基金“九五”重大项目“中国沿海典型增养殖区有害赤潮发生动力学及防治机理研究”等(1997—2000)(表8-4)，其主要特点是研究领域全方位、研究内容的前沿性和前瞻性，开展了包括赤潮甲藻的孢囊生理生态及生活史、赤潮微型甲藻识别新技术，赤潮种群生态动力学，赤潮生消过程、成因和机理，开拓赤潮藻种间及藻菌相互作用，赤潮毒素及产毒、致毒机理，赤潮的生物、化学治理方法，赤潮的生态数值模拟及围隔生态系实验应用研究等，获得了一批具有创新性的研究成果。其中大部分工作属于填补国内空白，部分内容属于跟踪国际前沿、与国际接轨的前期工作，少数

表8-4　我国赤潮研究课题(1978—2000)

阶段	起迄年份	课题名称	资助部门	承担单位
起步阶段	1978—1980	渤海湾营养类型和赤潮生物研究	国家环境保护办公室，“六五”攻关项目	中科院海洋所、天津环境监测站
	1982—1984	海河口区有机污染和赤潮问题研究	中国科学院重大项目	中科院海洋所
	1986—1988	南海赤潮发生与变化规律的研究	国家基金委面上基金	南海赤潮研究中心
	1987—1986	珠海桂山岛附近海域的赤潮调查研究	珠海市环保局	中科院南海所
	1987—1988	大连湾赤潮监测研究	大连市环保局	大连市环境监测站
	1987—1988	象山港赤潮防治基础研究	农渔部	东海水产所
	1987—1989	长江口海域赤潮形成原因研究	国家基金委面上基金	中科院海洋所、东海水产所
	1988—1989	厦门港西海域赤潮调查研究	国家海洋局	海洋局三所



（续表）

阶段	起迄年份	课题名称	资助部门	承担单位
发展阶段	1990—1992	河北省近岸海域及虾池赤潮发生和防治措施研究	国家海洋局 河北省科委	海洋局一所、河北大学、河北水产研究所
	1990—1992	金藻毒素的研究（淡水）	国家基金委 面上基金	中科院水生生物研究所
	1991—1993	山东沿海赤潮成因的研究	山东省基金委	中科院海洋所 青岛海洋大学
	1991—1992	浙江沿岸海域赤潮生消的化学环境研究	浙江省基金委	海洋局二所
	1990—1994	中国东南沿海赤潮发生机理的研究	国家基金委 重大基金项目	暨南大学、国家海洋局南海分局、中科院海洋所、南海所、东海分局、中山大学、海洋局三所、中国水科院南海水产所
	1991—1995	近海富营养化评价和赤潮预测技术的研究	国家科委“八五”攻关专题	中科院海洋所、南海所、海洋局二所
	1992—1994	浙江三门湾虾池赤潮防治方法研究	国家海洋局 浙江省科委	国家海洋局二所
	1993—1995	浙江沿岸养殖水域赤潮试预报研究	国家海洋局 浙江省科委	国家海洋局二所
	1994—1996	微囊藻毒素对水环境的影响及其对鱼类致毒机理的研究	国家基金委 面上基金	中科院水生生物研究所
	1994—1998	有机污染诱发赤潮及危害机理研究	国家科委、攀登计划B专题	中国科学院海洋所
	1995—1997	大鹏湾海水养殖自身污染与赤潮发生关系的研究	国家基金委 面上基金	中国水科院南海水产研究所

（续表）

阶段	起迄年份	课题名称	资助部门	承担单位
发展阶段	1995—1997	改性粘土体系治理养殖水域赤潮灾害的机理研究	国家基金委面上基金	中科院海洋研究所
	1995—1997	粘土矿物絮凝赤潮生物的机理研究	山东省科委	中科院海洋研究所
	1995—1998	大连湾及虾池赤潮生物研究	国家海洋局	国家海洋局海洋环保所
	1996—1998	典型养殖水域中有害藻菌相互作用研究	国家基金委面上基金	中科院海洋研究所
	1996—1998	有害赤潮对贝类影响的研究	国家基金委面上基金	中科院海洋研究所
	1996—1998	有害赤潮生物防治基础研究	山东省基金委	中科院海洋研究所
	1997—1999	海洋微藻溶解有机氮的释放与再利用研究	国家基金委面上基金	中科院海洋研究所
	1997—1999	夜光藻的氮代谢及其爆发性增殖的生化机理研究	国家基金委面上基金	中科院海洋研究所
	1998—2000	中国海域有毒甲藻居群的分子特征及进化生物学研究	国家基金委面上基金	中山大学
	1998—2000	颤藻类毒素及其毒性调查研究(淡水)	国家基金委面上基金	中科院水生生物研究所
	1997—2001	中国沿海典型增养殖区有害赤潮发生动力学及防治机理研究	国家基金委重大项目	暨南大学、中科院海洋所、国家海洋局南海分局、青岛海洋大学、厦门大学、国家海洋局二所、中科院水生所
	1999—2001	香港珠江口海域富营养化和有害赤潮研究	国家基金委主任基金	香港科技大学、中科院海洋研究所
	1997—1998	大连湾及虾池赤潮生物研究	国家海洋局	国家海洋局海洋环保所
	2000—2002	鱼毒类有害藻的致毒机制及毒素初步分类研究	国家基金委面上基金	中科院海洋研究所

属于世界开创性工作。为了提高我国赤潮研究水平，并与国际接轨，联合国政府间海洋学委员会（IOC）和海洋研究科学委员会（SCOR）中国委员会，于1992年在上海成立了联合国政府间海洋学委员会（IOC）及海洋研究科学委员会（SCOR）赤潮工作组中国委员会，推选暨南大学齐雨藻教授为主席，中科院海洋研究所邹景忠研究员、国家海洋局第一海洋研究所朱明远研究员为副主席。这也是我国赤潮研究日趋成熟、队伍不断壮大的又一重要标志。

第二节　有害赤潮生物分类学[①]

一、赤潮生物分类研究概况

近几十年来，赤潮在世界范围内频繁发生，给海洋渔业和生产造成了严重的危害和损失，甚至威胁人类生命，已成为沿海国家所面临的一种严重的海洋环境问题。引发赤潮的生物统称为赤潮生物，赤潮生物除少数属于细菌和原生动物外，绝大部分属于浮游藻类，且以浮游微藻为主。这些种类分别隶属于细菌门、蓝藻门、绿藻门、裸藻门、金藻门、黄藻门、硅藻门、甲藻门、隐藻门和原生动物门等10个门类。尤其是甲藻类，其中的一些种类能产生毒素，危害很大，是最主要的赤潮生物。有害赤潮生物分类研究是赤潮研究中最基本、最关键、最困难的课题之一，精确的赤潮生物分类在赤潮生物的生态学和毒素、毒理学研究，以及赤潮的预测和防治对策研究中具有重要地位。

赤潮生物有两种存在形式，即营养细胞和孢囊。赤潮生物营养细胞的分类研究开展较早，许多种都是100余年前建立的。但随着调查范围的拓宽、研究手段的进步，以及分类学与邻近学科（如海洋生态学、生物发生发育、环境保护等）的相互渗透，从赤潮生物的形态构造及变异、繁殖发育等方面，不时对分类学提出新课题。迄今，全世界已报道的赤潮生物有280种之多，我国的赤潮生物也逐年增加，经鉴定整理，也有151种。近10余年来，我国赤潮生物的分类工作主要是在原有的硅、甲藻分类研究的基础上对个别属、种或特定海域的疑难种、少见种做更深入的专题研究并探索应用分子生物学和免疫学的新技术对微型赤潮藻进行分类。例如，曾呈奎、邹景忠（1984、1992）鉴定整理了我国近海的赤潮生物91种，其中含13种有毒种类；郭玉洁（1991）根据已有的固定标本和采集分离培养的活藻，经鉴定报道了6种赤潮甲藻和1种赤潮纤毛虫，即赤潮异弯藻、微型原甲藻、三角棘原甲藻（*P. triestinum*）、裸藻（*Emg-*

① 本节作者：邹景忠、韩笑天。

lenophyta sp.)、棕鞭藻(*Ockromonas* sp.)、卡氏藻(*Carteria* sp.)、裸甲藻(*Gymnodinium* sp.)和红色中缢虫(*Mesodinium rubrum*);齐雨藻、吕颂辉等(1992)鉴定报道的分布于大鹏湾的赤潮生物新记录种——海洋卡盾藻(*Chattonella marina*)、塔玛亚历山大藻和链状亚历山大藻等;张诚、邹景忠(1994)报道了广布于渤海、黄海,东海和南海的尖刺拟菱形藻(*Pseudonitzschia pungens*)种下分类地位问题,定为 *N. f. pungens*,并非能产毒的 *N. f. multiseries*;周近明等(1995、1997)鉴定报道了大鹏湾赤潮生物 28 种,包括 18 种甲藻、8 种硅藻、3 种金藻,其中多米尼环沟藻(*Gyrodinium dominans*)、镰状环沟藻(*Gyrodinium faloatum*)、三深裂醉藻(*Ebria tripartita*)为我国首次记录种;林永水等(1997, 2001)鉴定整理了华南沿海赤潮生物 87 种(其中 21 种有毒种类)。

赤潮生物孢囊主要是甲藻孢囊,在环境适宜时,可大量萌发形成营养细胞,密集于海面上,形成赤潮,被称为赤潮的种源。甲藻孢囊最初只是孢粉学家研究的对象。19 世纪末、20 世纪初,人们开始在浮游生物研究中发现并记录生活的甲藻孢囊,以后对孢囊的研究更加深入,但科学家们一直都未能将甲藻孢囊与生活的甲藻联系在一起。现代甲藻孢囊的研究可以说起源于 Evitt (1961),他通过将所谓"hystrichosptters"的"archeopyle"的观察将孢囊与生活的甲藻联系在一起;不久许多孢粉学家证实了这一想法,他们从一些甲藻孢囊中成功地萌发出甲藻营养细胞,从而真正开始了现代孢囊学的研究。我国甲藻孢囊的研究开始于 90 年代,并已获得初步研究成果。邹景忠等应用沉积物捕捉器(Sediment traps)和柱状采样器采自东海及胶州湾的 10 余种孢囊,初步报道了在室内 1 500~2 000 lux、18℃条件下,由单孢囊萌发为单细胞营养体的只有亚历山大藻 *Alexandrium* sp. 一种研究结果。齐雨藻等鉴定整理了分布于东南沿海的 36 种甲藻孢囊,针胞藻类(*Rhaphidophyceae*)孢囊 1 种;报道了产自大鹏湾的塔马亚历山大藻、锥状斯克利普藻,环沟藻(*Gyrodinium*),原多甲藻(*Protoperidinum*),膝沟藻等 5 种甲藻的孢囊;郑磊等(1995)通过对大鹏湾有毒赤潮甲藻孢囊的研究,发现 37 种赤潮生物孢囊,塔玛亚历山大藻、海洋卡盾藻、链状裸甲藻、巴哈马梨甲藻(*Pyrodinium bahamense*)为有毒甲藻孢囊;经综合整理,确认我国海洋甲藻孢囊有 60 多种。

赤潮生物种类繁多,个体微小(几微米至几十微米),在过去十几年中运用光学显微镜、电子扫描显微镜对赤潮生物的外形特征进行了观察,研究赤潮生物的分类及其亚显微结构,大多数赤潮生物有了一定的分类地位,赤潮的研究



有了显著的进展。但是以形态学为依据的分类学研究，尤其是微型赤潮甲藻的分类，常常出现种名名称混用现象，而且对于一些赤潮生物的分类标准在分类学家之间还存在着很大的分歧，从而给赤潮种的分类鉴定带来困难。例如有毒甲藻的区别，由于甲藻本身具有动物和植物的双重性质，在分类上比较混乱，而且有些种在外形上非常接近，容易产生混淆，造成许多同物异名问题。例如，膝沟藻属 *Gonyaulux* 就有 *Alexandrium*，*Protogonyaulux* 和 *Pyrodinium* 等属名(Workshop,1987)。近年来，随着技术进步和解决微型(＜20 μm)赤潮甲藻个体小、分离培养、分类识别困难的需要，人们开始尝试把免疫学技术和分子生物学技术应用于有害甲藻的识别，并取得了一些结果(Anderson,1995)。Sako 等(1989)在多甲藻、长崎凯伦藻(*Karenia mikimotoi*)和链状亚历山大藻(*A. catonella*)的研究中，采用了同功酶分析的方法；Hiroish 等(1989)应用单克隆抗体技术对古老卡盾藻(*C. antiqua*)和海洋卡盾藻进行种间和种内鉴定；张诚、邹景忠(1998)采用以 DNA 序列为基础的分子鉴定方法，对 10 余种原甲藻进行了研究，发现了海洋原甲藻 rRNA 基因的一个与已知核苷酸序列不同的限制酶位点，识别了 18 种原甲藻。近年，陈月琴等(1999)报道，南海产的塔玛亚历山大藻的分子及地理标记分析结果，揭示 B 基因的存在可作为一种分子地理标记。

二、有害赤潮生物种类

根据 Sournia(1995)的统计，在世界各地已报道的 4 000 种微藻中能引发赤潮的种类有 184～267 种，约占种类总数的 6%，其中以甲藻种类最多(93～127 种)，占赤潮生物总种数的 5%左右。已知能够产生毒素的赤潮藻约有 60～78 种，占其微藻总数的 1.8%～1.9%(表 8－5、8－6)。经鉴定整理，分布于我国沿海水域的有害赤潮生物大约 151 种，其中包括曾引发赤潮的赤潮生物和尚未引发赤潮但数量和危害性均较大的赤潮生物种类。分别隶属于甲藻 24 属 70 种、硅藻 27 属 67 种、蓝藻 2 种、金藻 5 种、针胞藻 2 种、绿色鞭毛藻 2 种、隐藻2 种和原生动物 1 种(表 8－7)。在我国沿海曾引发赤潮的原因种有 43种，其中有毒的种类有链状亚历山大藻、多环旋沟藻(*Cochlodinium polykrikoides*)、链状裸甲藻、长崎凯伦藻、血红哈卡藻(*Hakashiwo sanguineum*)、金黄环多沟藻(*Gyrodinium aureolum*)、波罗的海原甲藻(*P. balticum*)、球形棕囊藻(*Phaeocystis globosa*)、海洋卡盾藻、赤潮异弯藻。

表 8－5　全球海洋浮游植物各个纲中的种数，赤潮种数和有毒种数

浮游植物各个纲		浮游植物种数	赤潮种数	有毒种数
绿丝藻纲	*Chlorarachniophyceae*	1	0	0
绿藻纲	*Chlorophyceae*	107～122	5～6	0
金藻纲	*Chrysophyceae*	96～126	6	1
隐藻纲	*Cryptophyceae*	57～73	5～8	0
蓝藻纲	*Cyanophyceae*	7～10	3～4	1～2
硅藻纲中心目	*Diatomoph.*: *Centrales*	870～999	30～65	1～2
硅藻纲羽状目	*Diatomoph.*: *Pennales*	300*	15～18	3～4
硅鞭藻纲	*Dictyochophyceae*	1～3	1～2	0
横裂甲藻纲	*Dinophyceae*	1 514～1 880	93～127	45～57**
裸藻纲	*Euglenophyceae*	36～37	6～8	1
具眼点藻纲	*Eustigmatophyceae*	3	0	0
黄绿藻纲	*Prasinophyceae*	103～136	5	0
定鞭金藻纲	*Prymnesiophyceae*	244～303	8～9	4～5
针胞藻纲	*Raphidophyceae*	11～12	7～9	4～6
红藻纲	*Rhodophyceae*	6	0	0
黄丝藻纲	*Tribophyceae*	9～13	0	0
总数		3 365～4 024	184～267	60～78
占%		6	2	

表 8－6　全球海洋甲藻纲各个目中的种数、赤潮种数和有毒种数

甲藻纲		各个目中的种数	赤潮种数	有毒种数
辐射甲藻目	*Actiniscales*	8～11	0	0
短甲藻目	*Brachydiniales*	7～8	0	0
纵裂甲藻目	*Cesmomonadales*	6	1	0
胶甲藻目	*Dinamoebales*	2	0	1
球甲藻目	*Sinococcales*	4	0	0
鳍藻目	*Sinophysales*	240～382	3～4	7～11
绿甲藻目	*Dinotrichales*	3	0	0
裸甲藻目	*Gymnodiniales*	3	1	0
裂甲藻目	*Ebriales*	512～529	31～52	9～14
夜光藻目	*Noctilucales*	15～19	1	1
尖尾藻目	*Oxyrrhinales*	2	1	0
多甲藻目	*Peridiniales*	656～788	46～53	21～22
原甲藻目	*Prorocentrales*	30～83	11～13	7～8
原生甲藻目	*Protaspidales*	4～6	1	0
梨甲藻目	*Pyrocystales*	7～17	0	0
可疑双鞭甲藻	*Doubtful dinoflagellates*	15～17	0	0
总数		1 514～1 880	93～127	45～57
占%			6.0～6.1	2.9～3.0

表 8-7 我国沿海赤潮生物种名录

种类			分布		
			渤黄海	东海	南海
甲藻纲					
相关亚历山大藻		*Alexandrium affine* (Inoue & Fukuyo) Balech	+	+	+
链状亚历山大藻	*	*A. catenella* (Whedon & Kofoid) Balech	+	+	+
股状亚历山大藻	*	*A. cohorticula* Balech		+	+
联体亚历山大藻	*	*A. fraterculus* Balech			+
李氏亚历山大藻		*A. leei* (Balech) Balech			+
微细亚历山大藻	*	*A. minutum* Halim			+
热带亚历山大藻		*A. tropicale* Balech = *A. excavata* (Braarud)			+
塔玛亚历山大藻	*	*A. tamarense* (Lebour) Balech	+	+	+
强壮前沟藻	*	*Amphidinium carterae* Hulburt			+
克氏前沟藻	*	*A. operculatum* Claparede & Lchmann			+
短角藻		*Ceratium breve* (Ost. & Schm.) Schroder			+
偏转角藻		*C. deflexum* (Kofoid) Jorg.			+
叉状角藻		*C. furca* (Ehrenberg) Claparède & Lachmann	+	+	+
梭角藻		*C. fusus* (Ehrenberg) Dujardin	+	+	+
马赛角藻		*C. massiliense* (Gourret) Jorgensen		+	+
三叉角藻		*C. trichoceros* (Ehrenberg) Kofoid			+
三角角藻		*C. tripos* (O.F. müller) Nitzsch	+	+	+
盘绕旋沟藻		*Cochlodinium helicoides* Lebour			+
旋沟藻		*Cochlodinium* sp.			+
多环旋沟藻	*	*C. polykrikoides* Margelef			+
渐尖鳍藻	*	*Dinophysis acuminata* Claparède & Lachmann	+	+	+
具尾鳍藻	*	*D. caudata* Saville - Kent	+		+
尖头鳍藻	*	*D. acuta* Ehrenberg	+		
倒卵形鳍藻	*	*D. fortii* Pavillard	+	+	+
帽状秃顶藻	*	*Phalacroma mitra* Schutt = *Dinophysis mitra* (Schutt) Abe			+
圆形秃顶藻	*	*P. rotundatum* Kofoid & Nichener = *Dinophysis rotundata* Claparede & Lachmann			+
有毒冈比甲藻	*	*Gambierdiscus toxicus* Adachi & Fukuyo			+

（续表）

种类			分布		
			渤黄海	东海	南海
多纹膝沟藻	*Gonyaulax polygramma* Stein	•	+		+
具指膝沟藻	*G. digitale* (Poucher) Kofoid		+	+	+
春膝沟藻	*G. verior* Sournia				+
具刺膝沟藻	*G. spinifera* (Claparède & Lachmann) Diesing		+	+	+
短凯伦藻	* *Karenia breve* Daugbjerg = *Gymnodinium breve* Davis			+	+
链状裸甲藻	* *Gymnodinium catenatum* Graham	•		+	+
长崎凯伦藻	* *Karenia mikimotoi* Daugbjerg = *Gymnodinium mikimotoi* Miyake & Kominami ex Oda = *G. nagasakiense* Takayama & Adachi	•		+	+
血红哈卡藻	* *Hakashiwo sanguineum* Daugbjerg = *Gymnodinium sanguineum* Hirasaka = *G. splendens* Lebour	•	+	+	+
简单裸甲藻	*G. sinplex* (Lohmann) Kofoid & Swezy	•			+
美丽裸甲藻	*Gymnodinium pulchellum* Larsen	•		+	+
金黄环沟藻	* *Gyrodinium aureolum* Hulburt	•			+
多米尼环沟藻	*G. dominans* Hulburt				+
镰状环沟藻	*G. falcatum* Kofoid & Swezy			+	+
裂隙环沟藻	*G. fissum* (Levander) Kofoid & Swezy		+	+	+
闪光环沟藻	*G. resplendens* Hulburt	•			+
螺旋环沟藻	*G. spirale* (Bergh) Kofoid & Swezy			+	+
无纹环沟藻	*G. instriatum* Freudenthal & Lee	•			+
圆形下沟藻	*Katodinium rotundatum* (Lohmann Loeblish)				+
多边舌甲藻	* *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge = *Gonyaulax polyedra* Stein			+	+
夜光藻	*Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy	•	+	+	+
暹罗牡蛎甲藻	* *Ostreopsis siamensis* Schmidt				+
海洋尖尾藻	*Oxyrrhis marina* Dujardin				+
波罗的海原甲藻	* *Prorocentrum balticum* (Lohmann) Loeblich Ⅲ = *Exuviaella Baltica* Lohmann				+

（续表）

种类				分布		
				渤黄海	东海	南海
齿状原甲藻		*P. dentatum* Stein	•	+	+	+
纤细原甲藻		*P. gracile* Schütt				+
墨西哥原甲藻	*	*P. mexicanum* Tafall = *P. rhathymum* Loeblich				+
海洋原甲藻		*P. micans* Ehrenberg	•	+	+	+
微小原甲藻	*	*P. minimum* (Pavillard) Schiller	•	+		+
反曲原甲藻		*P. sigmoides* Bohm	•			+
三角棘原甲藻		*P. triestinum* Schiller	•		+	+
利玛原甲藻	*	*P. lima* Dodge			+	+
三角异囊藻		*Heterocapsa triguetra* (Ehr) Stein			+	+
扁平原多甲藻		*Protoperidinium depressum* (Bailey) Balech = *Peridinium depressum* Dailey		+	+	+
叉形原多甲藻		*P. divergens* (Ehernberg) Balech		+	+	+
锥形原多甲藻		*P. conicum* (Gran) Balech		+	+	+
灰甲原多甲藻		*P. pellucidum* Bergh = *Peridinium pellucidum* Schutt		+	+	
五角原多甲藻		*P. pentagonum* Balech		+	+	+
三角原多甲藻		*P. triquetrum* Ehrenberg				+
巴哈马梨甲藻	*	*Pyrodinium bahamense* var. *compressum* (Bohm) Steidinger				+
钟扁甲藻		*Pyrophacus horologium* Stein				+
斯氏扁甲藻		*P. steinii* Wall et Dale		+	+	+
纺锤梨甲藻		*Pyrocystis fusiiformis* Murray = *P. lonceolata* Schuder				+
锥状斯克利普藻	*	*Scrippsiella trochoidea* (Stein) Loeblich Ⅲ	•	+	+	+
		硅藻纲				
冰河拟星杆藻		*Asterionellopsis glacialis* (Castracane) F.E. Round = *Asterionella japonica* Cleve		+	+	+
加氏星杆藻		*A. kariana* Round = *Asterionella Kariana* Grunow		+	+	

(续表)

种类		分布		
		渤黄海	东海	南海
奇异棍形藻	*Bacillaria paxillifera* (O.F.Müller) Hendey = *Nitzschia paradoxa* (J.F.Gmelin) Grunow	+	+	+
锤状中鼓藻	*Bellerochea malleus* Brightwell v.H. +		+	+
长耳齿状藻	*Odontella aurita* (Lyngbye) Agardh = *Biddulphia aurita* Brebisson	+	+	
活动齿状藻	*O. mobiliensis* (Bailey) Grunow • = *Biddulphia mobiliensis* Grunow	+	+	+
中华齿状藻	*O. sicensis* (Greville) Grunow = *Biddulphia sicensis* Greville •	+	+	+
海洋角管藻	*Cerataulina pelagica* (Cleve) Hendy	+	+	+
窄隙角刺藻	*Chaetoceros affinis* Lauder	+	+	+
大西洋角刺藻	*C. atalanticus* Cleve			+
扁面角刺藻	*C. compressus* Lauder	+	+	+
旋链角刺藻	*C. curvisetus* Cleve •	+	+	+
丹麦角刺藻	*C. danicus* Cleve	+	+	+
齿角刺藻	*C. dentiuelus* Lauder		+	+
柔弱角刺藻	*C. debilis* Cleve •	+	+	+
冕孢角刺藻	*C. diadema* (Ehernberg) Gran = *C. subsecundus* (Grun.) Hustedt	+	+	
双突角刺藻	*C. didymus* Ehrenberg	+	+	+
拟弯角刺藻	*C. pseudocurvisetus* Mangin •	+	+	+
聚生角刺藻	*C. socialis* Lauder •	+	+	+
垂缘角刺藻	*C. laciniosus* Schütt	+	+	+
洛氏角刺藻	*C. lorenzianus* Grun	+	+	+
秘鲁角刺藻	*C. peruvianus* Brightwell	+	+	+
暹罗角刺藻	*C. siamense* Ostenfeld	+	+	+
星脐圆筛藻	*Coscinodiscus asteromphalus* Ehrenberg	+	+	+
中心圆筛藻	*C. centralis* Ehrenberg	+	+	
巨圆筛藻	*C. gigas* Ehrenberg		+	+
格氏圆筛藻	*C. granii* Gough	+	+	+

（续表）

种类		分布		
		渤黄海	东海	南海
琼氏圆筛藻	*C. jonesianus* (Greville) Ostenfeld	+	+	+
辐射圆筛藻	*C. radiatus* Ehrenberg	+	+	+
威利圆筛藻	*C. wailesii* Gran & Angst	+	+	+
隐秘小环藻	*Cyclotella cryptica* Reimann, Lewin & Guillard •		+	+
条纹小环藻	*C. striata* (Kützing) Grunow in Cleve & Grunow	+	+	
小环藻	* *Cyclotella* sp.	+	+	+
新月细柱藻	*Cylindrotheca closterium* (Her.) Reimann et Lewire = *Nitzschia closterium*	+	+	
布氏双尾藻	*Ditylum brightwellii* (West) Grunow & Van Heurck	+	+	+
短角弯角藻	*Eucampia zoodiacus* Ehrenberg •	+	+	+
萎软几内亚藻	*Guinardia flaccida* (Castracane) Peragallo •	+	+	+
环纹劳得藻	*Lauderia annulata* Cleve = *L. borealis* Gran	+	+	+
丹麦细柱藻	*Leptocylindrus danicus* Cleve •	+	+	+
微小细柱藻	*L. minimus* Gran •			+
变异石鼓藻	*Lithodesmium variabile* Takano		+	+
拟货币直链藻	*Melosira nummuloides* C. A. Agardh			+
具槽直链藻	*Paralia sulcata* (Ehrenberg) Cleve = *Melosira sulcata* (Ehrenberg) Kützing	+	+	+
长菱形藻	*Nitzschia longissima* (Brébisson) Ralfs •	+	+	+
尖刺拟菱形藻	*Pseudo-nitzschia pungens* (Grunow ex Cleve) Hasle •	+	+	+
柔弱拟菱形藻	*P. delicatissima* (Cleve) Heiden •	+	+	+
成列菱形藻	*P. seriata* (Cleve) H. Peragallo •		+	+
翼鼻状藻	*Proboscia alata* (Brightwell) Sundstrom = *Rhizosolenia alata* Brightwell	+	+	+

（续表）

种类		分布		
		渤黄海	东海	南海
距端拟管藻	*Pseudosolenia calcar avis* (Schultze) Sundstrom = *Rhizosolenia calcar* - *avis* Schultze		+	+
柔弱几内亚藻	*Guinardia delicatula* (Cleve) Hasle = *Rhizosolenia delicatula* Cleve	+	+	+
条纹几内亚藻	*Guinardia striata* (*stolterfoth*) Hasle = *Rhizosolenia stolterfothii* H. Peragallo	+	+	+
脆指管藻	*Dactyliosolen fragilissimus* (Bergon) Hasle = *Rhizosolenia fragilissima* Bergon •	+	+	+
翼根管藻纤细变型	*Rhizosolenia alata f. grocillima* Cleve •	+	+	+
印度翼根管藻	*R. alata f. indica* (Péragallo) Ostenfeld	+	+	+
半棘钝根管藻	*R. hebetata f. semispina* (Hensen) Gran	+	+	+
刚毛根管藻	*R. setigera* Brightwell	+	+	+
笔尖形根管藻	*R. styliformis* Brightwell •	+	+	+
中肋骨条藻	*Skeletonema costatum* (Greville) Cleve •	+	+	+
掌状冠盖藻	*Stephanopyxis palmeriana* (Greville) Grunow	+	+	+
菱形海线藻	*Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Grunow ex Hustedt	+	+	+
萎软海链藻	*Thalassiosira mala* Takano •			+
诺登海链藻	*T. nordenskioeldii* Cleve	+	+	+
太平洋海链藻	*T. pacifica* Gran & Angst	+	+	
圆海链藻	*T. rotula* Mernier	+	+	+
棘形海链藻	*T. spimulata* Takano			+
细弱海链藻	*T. subtilis* (Ostenfeld) Gran	+	+	+
佛氏海毛藻	*Thalassiothrix frauenfeldii* Grunow	+	+	+
	蓝藻纲			
红海束毛藻	*Trichodesmium erythraeum* Ehrenberg •		+	+
铁氏束毛藻	*T. thiebaultii* Gomont		+	+
	金藻纲			
小等刺硅鞭藻	*Dictyocha fibula* Ehrenberg •	+	+	+

（续表）

种类				分布		
				渤黄海	东海	南海
六异刺硅鞭藻		*D. speculum* (Ehrenberg) Haeckel	•		+	+
小三毛金藻		*Prymnesium parvum* Carter		+	+	
三深裂醉藻		*Ebria tripartita* (Schumann) Lemmermann				+
球形棕囊藻	*	*Phaeocystis globosa* Scherffel	•		+	+
		针胞藻纲				
海洋卡盾藻	*	*Chattonella marina* (Subrahmanyan) Hara & Chihara	•	+	+	+
赤潮异弯藻	*	*Heterosigma akashiwo* Hada	•	+		
		隐藻纲				
波罗的海隐藻		*Rhodomonas baltica* Karsten	•	+		+
长斜形藻		*Plagioselmis Prolonga* Butcher				
		绿藻纲				
肾藻		*Nephroselmis* sp.				+
卡德藻		*Carteria* sp.				+
原生动物						
红色中缢虫		*Mesodinium rubrum* Lohmann	•	+	+	+

* 表示为有毒种类

• 表示发生过赤潮种类

赤潮生物中的有毒赤潮种类，危害很大，不但毒害其他生物，甚至危害人体健康及生命安全。我国沿海的 30 种有毒的赤潮生物种类产生的毒素有如下几种类型：麻痹性贝毒(Paralytic Shellfish Poisoning, PSP)，如链状亚历山大藻、股状亚历山大藻（*A. cohorticula*）、塔玛亚历山大藻、链状裸甲藻；腹泻性贝毒（Diahrretic Shellfish Poisoning, DSP)，主要赤潮生物种类有渐尖鳍藻（*Dinophysis acuminata*）、倒卵形鳍藻（*D. fortii*）、尖头鳍藻（*D. mitra*）等；神经性贝毒(Neurotoxic Shellfish Poisoning, NSP)，如短凯伦藻；西加毒素（ciguatoxin, CGT)，如有毒冈比甲藻（*Gambierdiscus toxicus*）；溶血素（hemolysin）和鱼毒素(iohthyotoxins)，如强壮前沟藻（*Amphidinium carterae*）等。

三、赤潮甲藻孢囊分类学研究

孢囊被称为赤潮的种源,是失去鞭毛和游泳能力的不动细胞,能在不良环境下沉积于底泥中,一旦环境适宜,孢囊即大量萌发形成营养细胞,密集于海面上,从而形成赤潮。在许多藻类生活史中发现两种形式的孢囊,Dale(1983)将这两种孢囊定义为暂时性孢囊(Temporary cyst)和休眠性孢囊(Resting cyst)。80年代以来,甲藻孢囊形态、分类、分布、生活史与生理形成方面的研究已有了一定的进展,赤潮学者试图通过对孢囊的全球分布和生理萌发特征的研究,将孢囊与赤潮发生联系起来,从而对赤潮发生机制进行探讨。

孢囊形成一般认为受温度、营养盐和其他因子的影响;在实验条件下单纯的温度降低并不能诱导形成孢囊,所以温度并不是直接的、惟一的因素;而Anderson等发现,室内培养低氮营养可诱导孢囊形成,但不是直接原因,还有其他因子可能影响到孢囊形成。资料表明,孢囊萌发主要受温度的影响,另外光照、光暗比、水化因子对孢囊萌发也有一定影响,但并不明显。Anderson和Wall(1978)描述了许多种类孢囊萌发过程,即在萌发前一刻,细胞内含物常从孢囊壁收缩,沟和其他体形特征开始形成。萌发孔打开后,原生质(被一层厚胶质鞘围绕)经阿米巴(amoeboidlike)运动流出萌发孔。纵鞭毛可能正好在萌发前或萌发后几分钟内形成,跟着横鞭毛发育。这一阶段被称为裸露阶段,常需一天才能形成壳板。

Matsuoka等认为有约6种甲藻能产生孢囊;Dale指出已发现的孢囊形态共有170余种,并仍有许多新的类型产生,所以至少有200种以上的孢囊形态。我国开展孢囊研究起步较晚,真正的工作始于1989年国家自然科学基金重大项目的进行,中国科学院海洋所邹景忠等建立了孢囊采集方法,即应用沉积物捕捉器(Sediment traps)和柱状采样器采集孢囊的方法;暨南大学水生生物研究所成功鉴定、分离、培养30多种东南沿海甲藻孢囊,并建立了每个种类的特征与分布档案。并根据多年的工作积累和资料总结,发现有35种以上海洋甲藻能产生孢囊,这些种类主要集中在膝沟藻、裸甲藻、多甲藻,另有一些类型的甲藻不产生孢囊,如原甲藻、角甲藻、鳍藻等。

赤潮生物孢囊分类学是生物学与孢粉学交叉形成的新课题,是一项烦琐而复杂的工作,从世界各地的零星报道来看,识别与描述孢囊主要是通过对孢囊的外部形态与内含物特征进行分类鉴别。外部形态特征包括孢囊个体形状、孢囊壁结构、表面结构、副板块结构(Paratabualation),以及萌发孔(archeopyle);其中一个最重要的特征是萌发孔,其形状与位置在许多孢囊中常与

甲藻的某一块甲板或一组甲板相联系，可分为隐口型(cyptophylic)、中间型(theropylic)和显口型(saphopylic)；还根据在孢囊上位置不同分别又分为许多类型。但在孢囊萌发前无萌发孔，就不能将其作为分类依据。对孢囊萌发后营养细胞种类的鉴定是确定孢囊分类地位最有效而可靠的方式，但由于孢囊萌发受各个方面条件的限制，所以目前还是主要从孢囊的外部形态与内含物特征进行分类鉴别。

根据目前的报道，现代甲藻孢囊有160种不同生活的孢囊形态，已确认的海洋甲藻孢囊有至少60种以上(表8-8)。其中几种重要的有毒赤潮生物孢囊是亚历山大藻孢囊，为长椭圆形，双层壁厚，外为一层不定性透明粘性层，常带有小颗粒物质如沙粒附着，内含一个(或多个)桔红色色素体及核。是一种全球性的有毒赤潮生物，在世界各地引起危害。这一种类在我国是广布种，目前在广东、福建、浙江、山东沿海均有发现，是全球性的广布种。这一属的许多种类孢囊相似，因此种类确定仍必须从营养细胞形态进行区分。

表8-8 现代甲藻孢囊名称及参考文献

甲藻孢囊名称	参考文献
Gonyaulax digitilis	Wall and Lale(1968)
G. gruindleyi	Wall and Lale(1968)
G. monilata	Walker & Steidinger(1979)
G. polydra	Matsuoka(1856)
G. scrippsae	Wall and Dale(1968)
G. spinifera	Dabayashi et al.(1981)
G. verior	Dodge(1985. p77)
Pyrodimium bahamense *	Wall snd Dale(1968a).Dodge(1976. P78)
Pyrophacus horologium	Matsuoka et al.(1989)
P. vancampoae	Wall & Dale(1969)
P. steinii	Wall & Dale(1971)
Alexandrium affine	Fukuyo et al.(1985)
A. catenella *	
A. cohorticula *	Wall & Dale(1971)
A. excavata	Matsuoka(195). Wall & Dale(1971)
A. hiranoi	Yoshimatsu(1981). Fukuyo(1985)
A. leei	Fukuyo et al.(1985)
A. lusitanicum *	Dale(1977b)
A. minutum *	Kita and Fukuyo(1989)
A. monilaatum	Fukuyo et al. (1985)
A. tamarense *	Bianco et al.(1985)
Cobricosphaeridium giganteum	Balech(1989)
Cochlodinium sp	Walker & Steidinger(1979)
Gymnodinium breve *	Dale(1977b). Anderson & Wall(1978)
	Walker(1982)

(续表)

甲藻孢囊名称	参考文献
Gymnodinium catenatum *	Anderson et al. (1988), Matsuoka(1987)
Gyrodinium instriatum	DWall & Dale (1968) Fukuyo & Matsuoka (1988)
Gyrodinium instriatum	
G. replendens	Dale(1983)
G. uncatenum	Tyler et al. (1982)
Polykrikos hartmannii	
P. kofoidii	Fukuyo & Matsuoka (1983), Matsuota & Matsuoka(1983), Matsuoka(1985)
P. schwartzii	Moorey − Grain & Ruse (1980), Fukyo & Marsuoka(1983), Matsuoka(1985)
Diplopelta parva	Wall & Dale(1968), Matsuoka(1985)
Diplosalopsis orbicularis	Matsuoka(1988)
Diplpsalis lebourae	Wall & Dale(1968), Matsuoka(1988)
D. lenticula	Matsuoka(1988)
Gotoius abei	Matsuoka et al. (1989)
Oblea rotunta	Matsuoka(1988)
Zygabikodinium lenticulatum	Lewis(190)
	Wall & Dale(1968), Matsuoka(1988)
Protoperidium americanum	Lewis & Dodge(1987)
P. antarcticum	Aksalman(1987)
P. avellana	Wall & Dale(1968)
P. claudicans	Wall & Dale(1968)
P. compressum	Wall & Dale(1968)
P. conicoides	Wall & Dale(1968)
P. conicum	Kobagashi & Matsuoka(1984)
P. denticulatum	Wall & Dale(1968)
	Matsuoka et al. (1983)
P. divaricatum	Wall & Dale(1968)
	Iwasaki(1969), Lewis et al. (1984, fig.5)
P. excentrium	Wall & Dale(1968)
P. hangoei	Wall & Dale(1968)
P. latissinum	Wall & Dlae(1968)
P. leoi	Wall & Dale(1968), Fkuyo et al. (1977)
P. limbatum	Wall(1969)
P. minutum	Wall & Dale(1968) Dale(1983)
P. monvelum	Wall & Dale(1968), Reid(1978) Dodge(1985)
P. nudum	Akselman(1987)
P. obongum	Wall & Dale(1968), Matsuoka(1982), Lewis et al. (1984)
P. obtusum	Wall & Dale(1968)
P. pentagonum	Lewis et al. (1984)
	Wall & Dale(1968), Lewis et al. (1984)
P. punctulatum	Lewis et al. (1984)
P. stelatum	
P. subinerm	Wall & Dale. (1968)
P. thorianum	
P. turbinatum	

（续表）

甲藻孢囊名称	参考文献
P. wisconsinense	Dale(1983)
P. cf. Divergens	Wall & Dale(1968)
P. spp	
	Lewis(1991)
Scrippsiella crystallina	Dale(1977), Lewis(1991)
Peridinium faeroense	Lewis(1991)
S. lachrymosa	
S. rotunda	Lewis(1991), Ishkawa & Taniguchi(1993)
S. precariaa	Wall & Dale(1968), Mongtresor & Zingone (1988), Ishkawa & Taniguchi(1993)
S. trifida Lewis	Lewis(1991)
S. trochoidea	Wall et al.(1970), Lewis(1991)
S. sweeneyae	Wall & Dale(1968), Montresor & Zingone(1988)
Chattonella marina	

注：* 为有毒赤潮孢囊　（引自 AASP short course, 1989）

链状裸甲藻，孢囊球形，黄褐色，孢囊壁表面具有多边形微网状结构，在该结构上与营养细胞沟、槽和顶孔相对应的结构痕迹清晰可见。孢囊萌发时，在刷沟处裂开，这一孢囊形态为裸甲藻所特有。该藻在世界各海域引发赤潮；我国在大鹏湾水域发现此种孢囊存在，且数量较多。

巴哈马梨甲藻，孢囊球形，具 60 根左右放射状突起，刺分叉或不分叉，顶端微放大，头状，孢囊壁透明无色，细胞内含物具色素眼点及淀粉粒，孢囊萌发孔较为特殊，整个孢囊常被分成两瓣。该营养细胞的侧偏变种在菲律宾海域引发有毒赤潮；大鹏湾有该种孢囊出现，应引起密切注意。

海洋卡盾藻，孢囊大多数半球形，比营养细胞要小，黄绿色或褐色，常附着于沙粒、硅藻壳表面，萌发后的孢囊萌发孔圆形，常见孔盖附着。该种在日本水域频繁引发赤潮，我国沿海于 1991 年首次发现该藻在大鹏湾区域引发赤潮（齐雨藻 1991、1993、1994），大鹏湾底泥中采集发现的海洋卡盾藻孢囊数量极少。

四、分子生物学在赤潮藻识别中的应用

目前我国对赤潮生物，特别是微型赤潮甲藻的分类学研究还相当薄弱。除因起步较慢外，主要是有关赤潮甲藻分类的指导性资料少；分类记录不完全，实验室培养种与野生种在形态上存在差异，种的形态界定标准很不清楚；一些有毒种和无毒种从形态上难以区分，从而给赤潮研究工作带来很多困难。

从分子水平为海洋有害微藻分类鉴定,可以快速、准确地确定某一微藻的种类,解决赤潮生物未知种或不熟悉种和疑难种的分类、鉴定问题,对赤潮生物分类鉴定有重要的价值;这对赤潮的预测和防治对策研究也是很有必要的。目前,人们采用免疫学技术和分子生物学技术,在有害微藻研究上有巨大的潜力(Anderson,1995),在快速、定性地监测靶生物存在与否时,将体现出它们的价值。

(一) 免疫学技术

Shapiro等和 Campbell 等全面综述了免疫技术在海洋微藻识别中的应用,它是通过把目标藻类注射到动物中,使得动物对那些未被破坏的外源生物或其衍生物发生反应而产生抗体,再采用这种抗体来特异结合藻类细胞壁上的蛋白质(Shapiro & Campbell)。单克隆抗体是只识别抗原上特定抗原决定基的单一抗体,是取被注射动物的脾脏细胞与骨髓瘤细胞融合,产生一个能生产抗体的细胞系,从而产生大量所需的单克隆抗体。多克隆抗体在标记细胞方面有时比单克隆抗体更有用,因为多克隆抗体中含有多个抗原决定基,多克隆抗体是取自被注射目标藻类动物血液中的血清,分别识别不同的细胞壁蛋白质(抗原决定基)。

Anderson 已对一些有害藻类建立了针对它们的高度特异性的多克隆和单克隆抗体。实验中表明多克隆抗体特异性非常高,而没有表现出它所应有的交叉反应现象。一个特异性更高的例子是硅藻尖刺拟菱形藻的多克隆抗体,它可以区别同一种类中有毒和无毒的变种。使用单克隆抗体也得到了类似的特异性,由 Nagasaki 等制作的单克隆抗体标记了九株日本的长崎凯伦藻,而西欧生产的 16 种标记金黄环藻的单克隆抗体却和长崎凯伦藻发生了交叉反应。这些结果强调了建立多个单克隆细胞系的必要性,因为单克隆抗体只对某一个抗原决定基高度特异,但其并不一定是目标种所特有的。

识别细胞的免疫检测方法大多使用间接的免疫荧光标记进行观察或检测。藻类细胞首先暴露于一级抗体(即通过注射在动物中获得的抗体),然后是二级抗体,它可以结合由特定动物产生的抗体。使用一台荧光显微镜就可以进行观察检测,或通过流式细胞记数仪、定量分析荧光强度来进行检测。抗体探针的一个应用就是在野外或检测体系中的自动细胞记数,研究过程表明,免疫荧光在有害藻野外监测体系中有重要的作用。

(二) 分子生物学技术

90年代以来,西方各国逐渐转向赤潮甲藻分子生物学水平的研究,试图



从 DNA 分子水平获得稳定且可靠的分类指标。分子生物学技术用于识别赤潮生物及赤潮研究，采用快速鉴定的核酸分子探针，以特定生物内的特有的 rDNA 基因特征核苷酸序列(张诚、邹景忠，1998)或 rRNA 基因特征核苷酸序列(陈月琴，1999)为基础，采用短的、人工合成的 DNA 片段选择性地结合，从而快速识别有害微藻。

建立核酸探针，首先找出目标生物中所特有的 DNA 或 RNA 碱基序列。典型的目标基因有在所有生物中都存在的高度保守的序列和有一定变异性的序列，如果分辨精度在属、种甚至亚种的水平上，那么就可以针对高变异性、快速进化的序列。选择短而连续的片段(约 20 核苷酸)作为探针的目标，采用核糖体大亚基 RNA 基因的 PCR 扩增、限制性内切酶片断长度多形性分析(RFLP 分析)和变性梯度凝胶电泳(DGGE 分析)等分子生物学手段，大量合成寡聚核苷酸探针，进行微藻的识别、鉴定。

根据 Watson－Crick 碱基互补原理，氢键之间可以进行迅速、高精度的结合，因而将核酸探针应用于有害藻的检测中，有着很高的灵敏度和特异性。但是，探针的特异性依赖于序列的独特性，而要知道这一点需要了解密切相关的其他生物及与之共存的藻类的序列信息，所以有必要建立一个序列数据库。现有的核酸探针中，rRNA 在细胞中大量存在，这为探针标记提供了许多目标；但在原核生物中 rRNA 的含量随生理条件而异，所以标记强度也会相应变化，这样在对靶细胞进行定量时就会出现误差。因此，通常使用 rDNA 探针对靶细胞的定量就更为精确一些。

免疫学技术和分子生物学技术在有害赤潮研究上有巨大的潜力，使人们可以从分子水平来认识有害藻物种分类的内在原因和物质基础，并快速、定性地鉴定靶生物。细胞分类过程中，我们需要几种不同类型的探针，一些用于细胞提取物，另一些用于全细胞或未受损伤的细胞，都可以在监测和研究中发挥作用，因此抗体和寡核苷酸在这些检测系统中都会有重要的作用。随着研究的深入，增加分子生物学在有害藻识别上的应用，必将有助于在有害赤潮的预测和防治上的研究。

第三节　有害赤潮生物的种群动力学*

赤潮生物的种群动力学是指在外界环境条件下，赤潮生物种群数量在时间和空间上的动态变化及其规律。研究有害赤潮生物的种群动力学是研究全

* 本节作者：周成旭，严小军，邹景忠。

球赤潮问题的关键所在，赤潮的早期监测和赤潮的治理都依赖于对赤潮生物的细胞、种群，以及群落结构动态变化的了解。

一、有害赤潮生物的生长特征

与浮游植物的生长一样，赤潮生物的生长包括细胞生长、种群生长和群落生长。细胞生长是最基础的也是对外界反应最敏感的，它决定于细胞的生理学过程，其最大生长率受控于个体细胞的遗传基础；但外界条件诸如营养水平、特殊辐射、小生境适应等，也都直接影响着细胞生长。种群生长基于细胞生长率，并且构成赤潮单元。影响种群生长的因素与影响细胞生长的并不完全一样，如捕食和水平对流等能直接影响种群生长率，但对细胞生长率却没有直接影响；营养盐直接影响细胞生长率，对种群生长则是间接的。就一个种来说，其种群生长率一般低于细胞生长率。群落生长则是一个多元的结合，在这种结合里，捕食者和被捕食者共存，种间关系密切。

大洋中浮游植物的生长一般地都是用叶绿素为指标来表示整个群落生长状况，但是对于研究赤潮生物的种群动力学来说，这种群落生长率是没有什么意义的。所以，在研究某一种赤潮生物种群动力学时，首先必须研究细胞生长率和种群生长率，而群落动力学是前两者的必然结果。

（一）细胞生长

浮游植物的生长一般分为迟滞期、指数生长期、静止期、死亡期。所谓生长一是指细胞个体的增大，另一方面是指细胞种群的生长。对种群生长来说，细胞分裂特征和速率具有重要的作用。细胞分裂包括两个阶段。首先，细胞通过光合作用和自身代谢来实现个体生长，在细胞不断增大的基础上细胞分裂而达到种群增长。一般来说，赤潮生物在白天生长夜晚分裂。例如，赤潮异弯藻的分裂具有非常明显的昼夜节律，该种能在傍晚形成大型细胞，夜间 6 h 内 3 次分裂形成小型细胞；夜光藻的无性繁殖也存在明显的昼夜节律，大约 70%的细胞分裂发生在夜晚。不同的赤潮生物在不同的环境条件下具有不同的生长率（表 8－9）。

1．细胞生长率

就浮游植物来说，细胞生长率通常指单位时间内细胞的分裂次数，它直接关系到种群生长。

在早期的研究中一般认为双鞭毛藻的生长速率相对较低。从 Furnas（1990）对硅藻、甲藻及其他鞭毛藻的研究来看（表8－10），甲藻的生长明显低于硅藻和其他鞭毛藻，通常他们的生长速率都小于 3.0/d；但甲藻在实验的

表 8－9　不同赤潮生物的生长率

种类	分裂次数 (/d)	倍加时间 (/d)	文献
中肋骨条藻	5.9	0.17	Furnas(1989)
中肋骨条藻	2.3	0.43	张水浸等(1994)
异囊藻	1.4	0.74	Honjo et al.(1974)
海洋原甲藻	0.3	3.33	Sweeney(1975)
尖刺菱形藻	3.2	0.31	Furnas(1989)
微型原甲藻	0.9	1.22	汲长海等(1996)
拟尖刺菱形藻	1.42	0.70	张诚等(1996)
锥状斯克里普藻	0.66	1.52	秦晓明等(1996)

表 8－10　不同藻类的最大生长率(μ_{max})及其出现的频率

	$\mu_{max}\geqslant$ 1.0(%)	$\mu_{max}\geqslant$ 1.5(%)	$\mu_{max}\geqslant$ 2.0(%)	$\mu_{max}\geqslant$ 3.0(%)	$\mu_{max}\geqslant$ 3.5(%)	$\mu_{max}\geqslant$ 4.0(%)
硅藻($n=58$; 范围: 0.2～5.9d^{-1})	53(91)	50(88)	41(70)	23(40)	15(26)	14(24)
甲藻($n=24$; 范围: 0.1～2.7d^{-1})	10(42)	7(29)	3(12)	0	0	0
其他鞭毛藻($n=22$; 范围:1.3～5.2d^{-1})	22(100)	17(77)	10(5)	1(5)	1(5)	0

* 表中，n：实验藻类种数。(引自 Fumas M., 1990)

条件下单种生长率有达到 3.54/d 的(表 8－11)，如微型原甲藻的一个种株；而另一种强壮前沟藻其最大生长率也为 2.89/d，在所研究的 138 种藻的生长率中，有 15%生长率大于 1.0/d，2%的生长率大于 2.0/d，并且高生长率在实验中重复出现。例如，强壮前沟藻的生长速率的频率 k 值 5 次达到大于或等于 2.0/d，微型原甲藻的两株 7 次 k 大于或等于 2.0/d，而矮小异囊藻(*Heterocapsa pygmaea*)20 多次达到 $k=1.0/d$ (Smayda, 1996)。这说明从细胞生理学来讲，高生长率在甲藻中也是存在的，所以在研究甲藻赤潮时，不仅有因为物理海洋学作用或因为捕食者的减弱而发生，也有因为细胞高速生长而引发。

表 8-11 单种群实验中的甲藻最大生长率(μ_{max}),世代时间及出现频率

	$\mu_{max}(\pm)$	G (h)	$k \geq 2.0$	$k \geq 1.0$
微型原甲藻(*P. minimum* EX)	3.54 (0.21)	7	3	15
强壮前沟藻	2.89 (0.08)	8	5	27
微型原甲藻(*P. minimum* EXUV)	2.37 (0.12)	10	4	24
哈里薄甲藻(*Glenodinium* halli *OBB*)	2.19 (0.11)	11	2	6
红地原甲藻(*P. redfieldii* N95B)	2.17 (0.22)	14	1	4
矮小异囊藻(*Heterocapsa pygmaea* CP)	2.12 (0.30)	11	2	23
海洋原甲藻	2.04 (0.10)	12	1	9
叶状薄甲藻(*G. foliaceum* GF)	1.73 (0.14)	14	0	3
纤细裸甲藻(*G. splendens* GS)	1.53	16	0	3
纳尔逊裸甲藻(*G. nelsoni* GSBL)	1.43 (0.17)	17	0	5
三角异囊藻(*Heterocapsa triquetra* Ptri)	1.34 (0.22)	18	0	9
锥状斯克里普藻	1.25 (0.22)	19	0	6
锥状亚历山大藻	1.03 (0.13)	23	0	1
多边膝沟藻(*Gonyaulax polydra*)	0.86	28	0	0
总数			18	138

* 表中,μ_{max}: 最大生长率 (/d), G: 世代时间 (h), k: 生长速率的频率。(引自 Smayda T.J., 1997)

2. 营养要求——K_s 值

赤潮在富营养或寡营养的生境中都可发生。所谓在寡营养条件下发生的赤潮一般是指发生在有温跃层的地方,通常海洋温跃层下部较深的海域海水营养比较丰富。有关富营养条件下发生赤潮的报道则屡见不鲜。外界营养条件决定了细胞营养吸收率和生物量,从而影响到细胞种群及群落的生长率。在细胞水平上,营养要求符合被称为 Monod 公式的规律:$v = v_{max}S/(K_s + S)$,式中 v 是营养吸收率,v_{max}是最大吸收速率,S 是底物浓度,K_s 是半饱和常数或称亲和系数。细胞在稳定的环境中吸收率取决于外界营养条件,而在低浓度的营养条件下,细胞的生长决定于细胞体内的营养浓度。对一种有害的赤潮生物来说,是否由于在外界营养条件下单种细胞迅速增殖而引起赤潮,涉及到细胞的短期营养摄入行为、营养储存,以及周围水团所能提供的营养水平等复杂动力学过程,在对这种细胞营养要求与周围水环境营养条件的研究中,Monod 公式中的两个参数 v_{max}和 K_s 是至关重要的。根据浮游植物的营养特点,其营养方式可分为亲和策略、生长策略和储存策略。

行生长策略的浮游植物具有不断增大的最大生长率 v_{max},表现为短期高

速增长，最大限度的利用环境条件所提供的营养水平，在竞争中占绝对优势，它要求浮游植物种有大于其他任何种的 v_{max}，但是，对于目前所研究的甲藻赤潮种来说，这种机制并不成立。

具有储存机制的浮游植物种在体内建立营养库以备将来之需，这种能力在寡营养的生境中具有优势。但是有关有害赤潮种具有这种营养策略的研究和资料很少。亲和策略是研究最多的，在这里，K_s 被作为一种衡量浮游植物在低营养水平条件下的潜在竞争能力的指数，通常认为在低营养水平下，K_s 低的种较 K_s 高的种具有更高的竞争能力。一般情况下，硅藻较甲藻具有更高的 K_s 值；环境扰动、营养盐的升高和高的 K_s 值是同时出现的。相反，稳定而寡营养的环境与低 K_s 共存。但从浮游植物对 NH_4、NH_3、PO_4 的 K_s 值(表 8-12)来看，对这三种主要营养要求，最大的 K_s 值均出现在甲藻。显然 K_s 作为一种指标尚待进一步研究。

表 8-12　甲藻、硅藻及其他鞭毛藻氮、磷吸收的半饱和常数 (K_s, μm)

名　称	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}
甲藻			
塔玛亚历山大藻	2.0	1.5～2.8	1.85
强壮前沟藻	-	2.0	0.01
微颗隐囊藻(*Crypthecodinium microadriaticum*)	-	-	0.01
多边膝沟藻(*Gonyaulax polyedra*)	5.3～5.7	8.6～10.3	-
裸甲藻(*Gymnodinium bogoriense*)	20.0	-	3.2
短凯伦藻	-	-	0.18
长崎凯伦藻	0.6	-	0.14
血红哈卡藻	1.1	6.55	-
三角异囊藻(*Heterocapsa triquetra*)	-	-	3.1
多甲藻(*Peridinium cinctum*)	27.0	29.0	0.18～0.31
多甲藻(*Peridinium* sp.)	3.6	-	6.3
微型原甲藻	-	-	0.18～0.31
夜光梨甲藻 *Pyrocystis noctiluca*	-	-	1.7～2.8
绿藻及其他			
古老卡盾藻(*Chatonella antiqua*)	2.2	2.8	·
杜氏藻(*Dunaliella tertiolecta*)	0.1	1.4	0.73
杜氏藻(*Dunaliella* sp.)	-	0.95	-
赤潮异弯藻	2.0～2.3	2.0～2.5	1.0～9.8
绿光等边金藻(*Isochrysis galbana*)	-	0.1	-

(续表)

名　称	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}
陆兹尔单边金藻(*Monochrysis lutheri*)	0.5	0.6	-
棕囊藻(*Phaeocystis pouchetii*)	-	-	3.08
硅藻			
冰河星杆藻(*Asterionellopsis glacialis*)	0.6~1.5	0.7~1.3	-
纤细角刺藻(*Chaetoceros gracilis*)	0.3~0.5	0.1~0.3	-
线形圆筛藻(*Coscinodiscus lineatus*)	1.2~2.8	2.4~2.8	-
威利圆筛藻(*Coscinodiscus wailesii*)	4.3~5.5	2.1~5.1	
布氏双尾藻(*Ditylum brightwelli*)	1.1	2.0	-
羽纹脆杆藻(*Fragilaria pinnata*)		0.6~1.6	-
丹麦细柱藻(*Leptocylindrus danicus*)	0.5~3.4	1.2~1.3	-
斯托根管藻(*Rhizosolenia stolterfothii*)	0.8~3.6	0.4~0.5	-
中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)	0.8~3.6	0.4~0.5	-
大洋海链藻(*Thalassiosira oceania*)	0.4	0.3~0.7	-
拟海链藻(*T. pseudonana*)	-	1.87	-
威氏海链藻(*T. weissflogii*)	-	-	1.72

(引自 Smayda T.J.,1997)

Smayda(1997)就甲藻的营养方式提出四种适应方式来解释甲藻高值的K_s:营养重复迁移(Nutrient - retrieval migrations),混合营养趋势(Mixotrophic nutritional tendency),化学他感作用的种间竞争(Allelochemically enhanced interspecific competition)及互抑的抗捕食机制(Allelopathic antipredation defense mechanisms)。

(1) 营养重复迁移。指甲藻能通过垂直迁移从贫营养的区域到富营养的区域的营养行为特征,涉及到众多的行为学、生理学、细胞学、种群动力学特征以及生境的性质,包括暗吸收能力、生理钟机制等。行这种营养方式的甲藻,具有更强的生存能力,较具有低的 K_s 与高的 v_{max}的种有更强的竞争能力。

(2) 混合营养趋势。不只是利用无机营养盐的自养方式,甲藻还能利用水体中溶解有机物或颗粒态有机物进行异养行为,这种营养方式较之硅藻在寡营养条件下具有更强的竞争能力。大约有半数的双鞭毛藻进行这种营养行为,如圆形秃顶藻(*Phalacroma rotundata*)、夜光藻等都具有捕食功能,并且嗜鱼费斯特藻(*Pfiesteria piscicide*)具有三种以上的营养方式,这些营养特征利于它们的生存竞争。

(3) 化学他感作用的种间竞争。藻毒素与藻类次生代谢他感物质在生物



合成、化学性质、种间效应上存在差异，藻毒素在种间竞争中及对食物链等具有影响。例如，在有毒赤潮发生时所造成的食物链上的毒害效应；而次生代谢产物有明显的作用靶。

(4) 互抑的抗捕食机制。很多鱼类幼虫（15～20 种在卵黄囊期的幼虫）以双鞭毛藻作为食物，而双鞭毛藻具有抗捕食和致死鱼幼体的他感物质。鳀鱼(*Engraulis mordax*)幼体能捕食 4 种双鞭毛藻，但不捕食硅藻和裸甲藻。所以，在这里存在一种选择性的捕食压力。一些双鞭毛藻具有抵抗捕食的功能，如仅仅 6～11 个塔玛亚历山大藻细胞对寄居蟹(*Pagru major*)幼体就具有致死效应，而更毒的品系 1 个细胞即可以致死 *Mallotus villolus* 的无节幼体。这些甲藻所产生的藻毒素的物理、化学结构及毒性效应作用机制上各有特色，如细胞毒素、溶血毒素或神经毒性等。大量的事实证明，有害赤潮双鞭毛藻具有多样的抗捕食他感机制抵抗来自浮游动物、海洋生物幼体等各方面的捕食压力，从而在生存竞争与食物网中，特别是在赤潮现象的特殊环境中表现出强烈的竞争能力。

(二) 有害赤潮生物的繁殖与孢囊

1. 无性繁殖

从目前的研究资料来看，赤潮生物细胞一般都进行无性的二分裂(即有丝分裂)繁殖，如图 8－5 所示的赤潮生物无性繁殖细胞分裂模式。由于子细胞分裂自母细胞，在最初的时候其个体较小，随着细胞的代谢而进行生长，所以，研究者可以通过对细胞大小的研究来探讨种群年龄和发展趋势。应当指出，二分裂繁殖在赤潮生物种群生长中起着决定性的作用。例如，在研究赤潮生物夜光藻的细胞分裂现象时发现，夜光藻细胞所具有的两种细胞分裂方式(有丝分裂和减数分裂)中，仅仅二分裂方式在赤潮发生中起着重要的作用(周成旭，1994)。有的赤潮生物种，如裸甲藻属和旋沟藻属的细胞分裂后，子细胞与母细胞连接不分开而形成群集体。

图 8－5　赤潮生物无性繁殖细胞分裂模式图
(引自冈市友利，1987)　A 硅藻　B、C、D 甲藻

2. 有性繁殖

特别是在甲藻赤潮生物的生活史中，发现了众多可以行有性过程的种类(表 8－13)。从塔玛亚历山大藻的生活史过程(图8－6)可以看出，在有性过

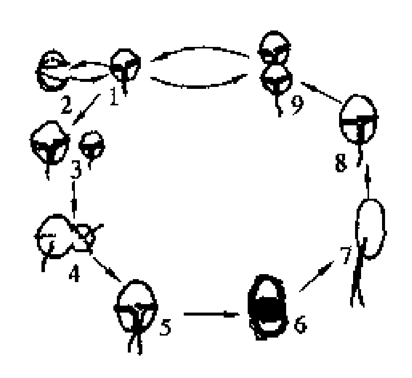


图 8－6　塔玛亚历山大藻的生活史　(引自 Anderson, D. M. 1996)
1. 营养细胞　2. 暂时性孢囊　3. 大小配子　4. 配子结合
5. 游动合子　6. 休眠孢囊　7、8. 孢囊萌发和形成营养细胞

程中，大、小配子体结合成为合子而到休眠孢囊期，在环境条件适宜的情况下发育成营养细胞(D.M. Aderson　et al.,1996)。通过孢囊期的存在，塔玛亚历山大藻的有性过程在赤潮形成中起了重要的作用。有性繁殖在大多数赤潮发生中所起的作用尚不明确，也没有相关的野外跟踪资料；相对于自然生态来说，实验生态研究这些赤潮生物的有性繁殖就多些。一个较为特殊的例子就是对于夜光藻有性繁殖的研究，在自然生态和实验生态研究中均发现夜光藻存在一种不同于二分裂的细胞分裂方式，在这种分裂过程中，细胞进行连续 2 次的减数分裂，然后按 2^n(n 为分裂次数)进行分裂，最后细胞内能形成最多达 2^{10} 个小核；在成功分裂以后，小核上逐渐长出鞭毛，释放到水体中。由于这种成千倍的个体数量增长在赤潮的突发性中的潜在意义，研究者们曾经试图发现由这种分裂方式而形成的营养细胞的数量剧增，遗憾的是，到目前实验观察为止，这些成千的小个体没有能形成营养细胞，最后即在水体中消亡。实验观察的塔玛膝沟藻能以异形配子体的形式进行有性生殖的接合；其雌配子体大，为 50 μm 左右，雄配子体较小，为 20～50 μm，而接合时是以彼此的下锥部重叠进行。接合过程很慢，首先雄配子体需要数小时才能变圆，沟凹消失，雌雄结合要 21 d 后才能完成，生成休眠合子(Turpin　et al.,1978)。和营养繁殖的二分裂相比，可以清楚地看出有很大不同，而且，要成功完成有性过程所需的时间相对很长。可见，这些种类的有性繁殖在赤潮种群生长及赤潮形成中的作用尚待进一步明确。

表 8－13　能行有性繁殖的几种海产鞭毛藻

强壮前沟藻	多甲藻(*Peridinium faeroense*)
短凯伦藻	角藻 *Ceratium horridum*
解链环沟藻(*Gyrodinium uncatenum*)	亚历山大藻(*Alexandruim monilatum*)
隐囊藻 *Crytphecodinium cohnii*	塔玛亚历山大藻
海洋尖尾藻(*Oxyrrhis marina*)	半球状赫格兰藻 *Helgolandinium subglobosum*
夜光藻	*Triadinium pseudogoniaulax*
锥状斯克里普藻	

(引自冈市友利,1987)

已经知道,甲藻类至少有 10 种进行细胞学和形态学的世代交替,过着有性和无性的生活周期。例如,角藻(*Ceratium cornutum* 和 *C. harridum*)、*Glendinium lubineniforme* 和 *Helgolandinium subglobosum* 等,以及裸甲藻中的强壮前沟藻、裸甲藻(*Gymnodinium microadriaticum* 和 *G. pseudopalustre*)、夜光藻、海洋尖尾藻等。

3. 孢囊

有些赤潮生物在生活史中存在孢囊期。为了抵抗外界恶劣的环境,细胞体内发生相应的变化,使生物体处于一种休眠状态,待到环境条件变化到适于生长的时候萌发,这种特性在赤潮的潜在性和突发性,以及赤潮生物种的迁移方面有重大的意义。甲藻类的孢囊是 19 世纪 30 年代发现的,可形成孢囊的甲藻有 *Cachonia*, 角藻, *Diplopeltopsis*, 鳍藻, *Ensculifera*, *Fragilidium*, 膝沟藻, *Helgolandinium*, *Hetrocapca*, *Peridium*, 马利甲藻, 扁甲藻, Scrippsiella 等各属,以及裸甲藻,环沟藻, *Woloszynskia* 等属。很多孢囊有厚厚的细胞壁和"装饰物",大部分孢囊的细胞壁是由类胡萝卜素的氧化聚合物、非常稳定的孢粉质(Soropollenin)一样的物质(如化石存在那样稳定)构成的,但也有例外,如淡水产的 *Ceratium hirundinella* 则由纤维素构成。这种孢粉质状物质的细胞壁一般有内外两层,但在显微镜下靠视觉似乎不易区分。表 8－14 列出了我国东南沿海赤潮生物孢囊的分布情况。孢囊产生的状态因环境因素不同而不同,如塔玛亚历山大藻和 *A. excuvata* 的孢囊就有两种类型,即表膜囊和休眠囊,前者是由于周围环境恶化所产生的暂时孢囊,不能耐受长期环境恶化及越冬,后者是可以越冬的孢囊。孢囊的生存和萌发主要是由于光照和温度的影响,并且受到生物自身节律的控制。例如,锥状斯克里普藻的孢囊能存在的温度范围是 14～18℃,并且 18℃ 以上也能观察到孢囊,营养细胞最适温

度是14℃以上，所以孢囊的最适温度与营养细胞的最适温度相近。又如，锥状亚历山大藻和热带亚历山大藻的休眠孢囊的萌发条件，可能与春季水温从6℃上升到14℃有关。虽然完全可以认为萌发的最适水温依孢囊不同而异，但这也许可能成为弄清5—6月赤潮季节开始期发生机理的端倪。

表8-14 中国东南沿海赤潮生物孢囊分布

采样海区	珠江口	大鹏湾	大亚湾	南澳	东山	厦门港	湄洲湾	闽江口	台山列岛	台州湾	三门湾	舟山群岛	杭州湾	长江口
站位数	7	12	11	3	1	2	2	2	1	1	1	5	3	9
Alecandrium catenella		+						+						
A. leei		+												
A. minutum			+				+	+				+		
A. monialtum														
A. tamarense	+	+	+	+	+	+		+	+	+				+
Cochlodinium sp.		+												+
Diplopelta parva		+	+	+							+			
Gonyaulax spinifera	+	+	+		+	+		+	+	+			+	
G. scrippsae		+	+								+		+	
G. verior			+											
Gymnodinium catenatum		+	+							+				+
G. sp.		+	+	+	+	+		+	+				+	+
Lingulodinium polydra	+	+	+	+	+	+		+	+			+		
Peridinium faeroense		+	+	+	+	+				+				
P. nudum			+											
Phaepolykrikos hartmanii		+	+	+										
Polykrikos kofoidii		+	+			+			+					



(续表)

采样海区	珠江口	大鹏湾	大亚湾	南澳	东山	厦门港	湄洲湾	闽江口	台山列岛	台洲湾	三门湾	舟山群岛	杭州湾	长江口
站位数	7	12	11	3	1	2	2	2	1	1	1	5	3	9
P. schwartzii		+	+	+	+	+	+	+	+			+		
Protoceratium reticulatum	+	+	+	+	+	+	+					+		
Protoperitium americanum					+									
P. avellana	+	+	+			+		+	+		+			
P. claudicans		+	+		+	+			+					
P. conicum	+	+	+	+		+			+		+	+	+	+
P. conicoides		+	+											+
P. denticulatum			+							+		+	+	
P. leonis			+		+		+	+			+			+
P. minution			+											
P. oblongum	+	+	+	+			+	+		+	+			
P. subinerme		+												
Pyrodinium bahamense		+												
Pyrophacus stenii	+	+	+											
Scrippsiella precaria		+	+	+	+	+		+						
S. rotunda		+												
S. trochoidea	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Chattonella marina		+												

(引自齐雨藻等,1996)

种群生长停止期通常被认为是有性繁殖的原因。虽然在许多形成孢囊的种类中,有性生活史尚待澄清,并且对很多有害赤潮生物的生活史了解不多。但很明显的是,由于生境的差异,分类地位上很相近的种或同一种的不同种

群,其生活史也存在差异。虽然实验室和野外调查都认为孢囊的动态变化在赤潮形成中有重要的作用,但由于资料尚少,并且对很多赤潮种来说,孢囊动力学了解不多,所以研究赤潮种的生活史对于研究赤潮发生具有重要的意义。

(三)有害赤潮生物种群生长——天然环境下赤潮的增殖

在细胞增殖的基础上,有害赤潮生物种群得以生长,种群生长是赤潮发生发展的基础。赤潮以异常的速度增殖,短期内就可形成,但是,若对天然环境下的增殖速度进行观测跟踪的研究不够,则不能预报赤潮的发生,所以这种资料的积累应成为了解赤潮发生机理第一步的重要工作,尽管这是尽人皆知的事情,但毕竟是一个相当困难的工作。日本研究者通过对英虞湾的连续观测得出了叉状角藻达到赤潮细胞密度的增殖经过。据这一观测,第一天,1.5 cells/mL;第二天,6 cells/mL;第三天,84 cells/mL;第四天,700 cells/mL。细胞若按照二分裂的话,计算结果为 2～4.4/d。由此可以看出,细胞分裂速率影响着种群的增长。

从实验室条件下的夜光藻增殖实验也能看出,种群生长依赖于细胞增殖。由于夜光藻的异养特性,其细胞分裂取决于外界营养条件,图 8-7 所示的夜光藻在不同扁藻密度条件下的不同生长状态,显示了外界饵料对其种群密度的影响。

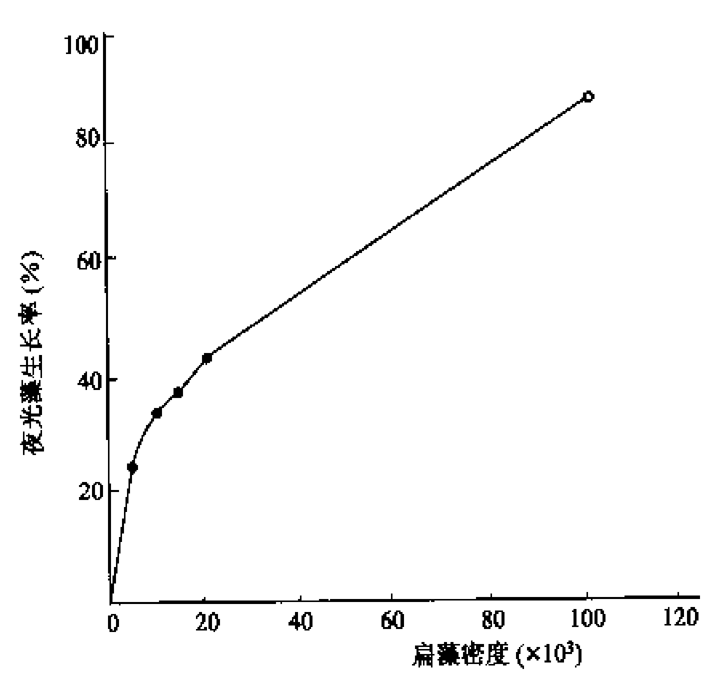


图 8-7 夜光藻在不同扁藻密度下的生长率(引自周成旭,1994)

从以上有害赤潮生物的细胞以及种群生长特征来看,有害赤潮生物的生



长依从于海洋浮游植物的一般特征并有其特殊性。要了解赤潮生物的种群动力学，还需要针对不同的生物种类，从野外调查和室内实验相结合的研究方法着手，解明不同种类的动力学问题以作为检测和预防赤潮的基础。

二、典型有害赤潮的种群动力学

（一）微型原甲藻

微型原甲藻广泛分布于世界各海区，属于广盐性种，对盐度的耐受范围较广，盐度在0.6%～2.7%之间都有不同程度的生长。盐度对赤潮细胞增殖有影响，但不是赤潮发生的决定性因子。与盐度比较而言，温度的要求相对较高，20～30℃是其生长的最适温度，在28±1℃时，其生长率最大；低于7℃或高于35℃都不利于其生长。但是温度不是微型原甲藻赤潮发生的决定性因素，如日本Yonago湾发生微型原甲藻赤潮时水温常在3～12℃时，而在另一海域，赤潮发生时水温约20.5～30.4℃。

微型原甲藻是我国赤潮生物新记录种。1977年8月，在渤海湾大沽河口近岸水域曾发生一次危害较大的赤潮，发生赤潮时细胞密度为1.6×10^8～7.2×10^8 cells/L，水温为27.2℃，盐度为1.23%～1.53%，波及范围达560 km^2，持续20 d之久，导致大量鱼虾死亡，损失严重（邹景忠，1983）。1990年6月，黄海胶州湾养殖海区发生微型原甲藻赤潮，使养殖池内的扇贝幼体大部分死亡，仅一池的损失就上千万。

微型原甲藻也是日本内之湖（Nakanoumi）盐湖水域赤潮形成的主要种类，赤潮发生时间多于5月和12月，发生时水温约3～12℃，盐度为0.9%～1.5%，赤潮发生前往往有强风吹过，无机氮浓度明显高于其他海区，赤潮发生前或发生中常伴有骨条藻赤潮发生。赤潮发生期间微型原甲藻的增殖生长率为0.55/d，所以，微型原甲藻赤潮具有发生突然、持续时间短的特点。

同其他众多赤潮种相似，微型原甲藻赤潮的形成与其环境诸因子的变化有密切相关性，同时，该种赤潮的发生也有其特殊的形成条件。

潮间带底泥提出物对微型原甲藻的生长有明显的促进作用，将提出物经过凝胶色谱及高压液相色谱后分离出的6种有机组分中，分子量小的3种物质对微型原甲藻的生长有明显的促进作用，而其中具有低分子量、低极性的有机物质对该藻生长的促进作用尤甚。由此可以推断该赤潮发生前强风的作用：由于强风将底质中有机物质送到表层，不仅形成富营养区，且底质特殊有机因子也同时被带至表层，为藻类的生长提供了充分营养因素和促生长因素；同时，强风也利于赤潮细胞的密集。另外，通过森林地带富含有腐殖质和富里

酸(fulvic acids)的河水径流入海能有效促进微型原甲藻的生长。上述研究表明,微型原甲藻赤潮的发生与其所在海域中的底质及径流带来的复杂有机物质密切相关,这些物质的存在能有效促进其细胞增殖继而发生赤潮。

无机氮在微型原甲藻赤潮形成中起着重要的作用,无机氮浓度在微型原甲藻赤潮发生前相当高,其浓度经常是赤潮未发生时的 3 倍左右。微型原甲藻对 NH_4 - N 吸收的半饱和常数(K_s)约 3.1~7.4 μg·N/L 左右,远远高于常常相伴发生的骨条藻的 K_s 值(0.7~1.8 μg·N/L),说明微型原甲藻的充分生长必需有高浓度的总氮。实验研究表明,硝态氮是微型原甲藻利用的主要氮源,亚硝酸盐属过渡性氮源,影响作用不明显;100~150 μM 的硝态氮和浓度低于 100 μM 的氨氮对其生长都有明显的促进作用。微型原甲藻的赤潮发生往往很少依赖于表层水中的 PO_4 - P 浓度,无机磷盐浓度变化对微型原甲藻生长有影响,但高于 150 μM 浓度时则抑制其生长。另外,有机磷如甘油磷酸钠不能作为微型原甲藻增殖的磷源。维生素 B_{12}、B_1、铁、锰等微量营养物质对微型原甲藻的生长具有促进作用(汲长海、邹景忠,1996)。

(二) 赤潮异弯藻

赤潮异弯藻是一种广泛分布于世界近岸海域的常见的鞭毛藻类,在日本,它是最主要的赤潮生物之一,有多次形成有害赤潮造成养殖鱼类大量死亡的记录;在加拿大不列颠哥伦比亚省,该种也是危害海洋鱼类养殖业的主要赤潮生物之一;在我国,该藻曾在大连湾形成多次赤潮。目前,美国科学家对赤潮异弯藻的研究主要在于该种对于鱼类的毒性上(该种赤潮能在数小时内杀死成千上万的鱼)。

赤潮异弯藻生长的适宜温度范围为 15~30℃,适宜的盐度范围则随藻株的不同而不同(1%~4%)。在大连湾,该种多于初夏大雨后形成赤潮,表层水温为 17.4~26.7℃左右,盐度为 2.62%~3.07%(王惠卿,1991)。

赤潮异弯藻以游动细胞的无性二分裂进行繁殖。在水箱中培养的赤潮异弯藻的细胞分裂始于日落前,一直持续至次日清晨,有明显的周期性。从冬季至早春(底层水温在 15℃以下),该种常集结成静止的细胞团,极少向水体中释放游动细胞;其后随水温的上升,其营养细胞的释放率逐渐增大;当底层水温在 15~25℃范围内,其释放率不再受水温限制,可达 85%~100%。可见,在赤潮异弯藻赤潮形成的初期,水温是关键性的限制因子。赤潮异弯藻能形成休眠孢囊,Imai et al.(1996)研究了光照对其孢囊萌发的影响,发现该种孢囊可在黑暗中萌发,而与其共存于底层沉积物中的硅藻休眠孢囊的萌发则需要光。孢囊能在黑暗中萌发是该种赤潮藻的一种生理优势,可能在其赤潮



形成初期起重要作用。

赤潮异弯藻的种群增殖可分为两个阶段，即快速阶段和指数阶段。在快速阶段，细胞每天可分裂4次以上；而在指数阶段，细胞数的对数与时间之间的相关系数 r 为0.95。快速阶段只出现于指数阶段之前细胞密度较低(10～1 000 cells/L)时，可见，赤潮异弯藻具有极高的生长潜力，这可能是其能形成赤潮的内在原因之一。

作为一种鞭毛藻类，赤潮异弯藻在昼夜明暗交替前的1～2 h内可在水体中进行上、下垂直移动；中午在表层水中，夜间在底层，且昼夜均能摄取营养，故较主要靠白昼摄取营养的藻类(如硅藻)有更高的生态效率，更容易形成赤潮。

病毒可以感染赤潮异弯藻细胞，在其赤潮的消亡中起着重要的作用。

(三) 尖刺拟菱形藻

尖刺拟菱形藻广泛分布于北纬62°至南纬41°的海域中，它是我国近海最常见的赤潮生物之一，数量大、分布广。其种群年动态变化因地域的差异而不尽相同。黄海、渤海的尖刺拟菱形藻主要出现于冬、春两季，而夏、秋两季数量很少。3月，该藻密集区主要分布于莱州湾、山东半岛两岸和辽宁南岸，平均密度为10^5 cells/m^3；5月在黄河口出现10^6 cells/m^3的密集区，以后逐月减少；在青岛胶州湾，该藻终年可见，且数量很大，11月的最高密度超过10^8 cells/m^3，4月或5月出现一个次高峰。东海的尖刺拟菱形藻主要在洪汛期(7～10月)出现，密集于长江口和浙江沿岸，平均密度超过10^7 cells/m^3，最大密度接近10^8 cells/m^3；春、秋、冬三季数量很少。尖刺拟菱形藻在南海终年可见，主要密集在广东沿岸。6月在粤东沿岸该藻的平均密度超过10^7 cells/m^3，最高密度达2×10^8 cells/m^3；9月该藻密集在粤西沿岸，自珠江口顺岸一直分布到琼南沿岸，其分布范围是一年中最广的(邹景忠等，1993)。

从以上分布特征可以看出，尖刺拟菱形藻是一种典型的广温广盐近岸性种，具有明显的地域性和季节变化分布特点；其数量随不同的海区而不同。在黄渤海该藻每年只有一次数量高峰，出现在冬、春两季；在东海该藻每年也只有一次数量高峰，但出现在夏季；而在南海该种的数量变动不大显著，全年都有分布；尖刺拟菱形藻在大鹏湾全年可见，其数量高峰出现在晚春和早夏。通过对尖刺拟菱形藻细胞数量与温、盐度相关关系的分析结果表明，在黄海、渤海，该藻的最适温度和盐度分别为1～10℃和2.5%～3.2%，而在东海、南海其适宜温度、盐度分别为21～29℃和2.7%～3.5%。

(四) 锥状斯克里普藻

锥状斯克里普藻为近岸性、世界广布种。由锥状斯克里普藻引发的赤潮在挪威、美国、智利、罗马尼亚都有过报道。1994 年 7 月 15 日，中国科学院海洋研究所吴玉霖等在胶州湾北岸上马镇虾池中发现由其引发的赤潮，细胞密度高达 9.98×10^4 cells/mL，第二天，池内出现大量死虾。锥状斯克里普藻的孢囊动力学对其种群动力学影响很大。该藻营养细胞的生长最适温度范围为 10～20℃，在 23℃时生长率为零。其孢囊休眠期为 25 d 左右，在此期间没有萌发，并且不受温度影响，休眠期过后，萌发受外界因子影响。在富营养培养基中，孢囊的最适萌发温度大于 14℃，在低于 14℃或在贫营养基中，其萌发速率大大降低，但最终萌发率没有变化。在 22℃、25℃时，锥状斯克里普藻的生长受到限制，但其孢囊的萌发速率达到最大。相对于其他赤潮种而言，锥状斯克里普藻的孢囊有相对较短的休眠期，不需要外界环境条件剧烈变动也可萌发，生长和萌发的最适温度范围较大，这些条件使锥状斯克里普藻在一年中都能在休眠期和生长期之间保持快速循环，即使在外界条件短期不利时也能存活。锥状斯克里普藻孢囊的萌发不是由单因子决定的，而是多个因子综合作用的结果，温度、营养条件、光照周期和孢囊的年龄都可影响萌发。

锥状斯克里普藻在细胞生长的对数期和静止期之间，碳含量有少许下降，而氮含量不变。碳和氮的含量在形成孢囊时期大幅度提高，在休眠期和萌发时又下降到营养细胞的水平。碳氮比(C/N)在孢囊休眠期和活化期逐渐增大，说明氮的消耗比碳高。氨基酸的含量在营养细胞的各个时期相对稳定，谷氨酸是其主要成分，精氨酸在孢囊中的含量比营养细胞高许多，但在萌发时却显著下降，中性氨基酸与总氨基酸的比值(UAA/TAA)在孢囊形成过程中降低随后又逐渐回升，而基础氨基酸与总氨基酸的比值的变化趋势与之相反。氨基酸库(Amino acid pool)在孢囊静止期间是变化的，有几种组分被分解或参加了生化合成。孢囊中含有高比例的葡萄糖，说明碳水化合物很可能是以多聚糖形式储存的。孢囊中磷含量比营养细胞多。然而，每细胞中 ATP 的含量在营养细胞进入静止期和发生孢囊时有所下降；当孢囊被活化并开始萌发时又有所提高。在新形成的孢囊中，碳水化合物的含量比指数生长期的营养细胞多，但蛋白质和叶绿素 a 要少得多。休眠期初期的孢囊的呼吸率为营养细胞的 10 倍，其呼吸率随年龄增加而降低，并主要靠消耗体内储存的碳水化合物来维持。孢囊在从休眠期到萌发的转换过程中，呼吸率迅速增加，体内蛋白质、叶绿素 a 和光合成能力也随之增加，在萌发前，蛋白质/呼吸比(P/R)大于 1，光合成能力达到营养细胞的 75%。



秦晓明等(1997)通过观测实验室条件下适量和超量(富营养水平)营养物质(氮,磷,铁,锰)对锥状斯克里普藻生长繁殖影响发现,在不同的氮浓度(0~2 000 μg/L)下,其最大细胞产额与 NO_3^-—N 初始浓度正相关,通过非线性回归,求得最大比生长率为 0.59;在未加氮源情况下,锥状斯克里普藻细胞中 PO_4-P 含量很多,达到 61.15 μg,说明该赤潮生物在缺氮情况下,仍具有较高积累磷的能力;在不同浓度铁(0~100 μM)条件下生长影响实验结果表明,铁浓度为 5 μM 时,细胞产额达到最大(15 200 cells/mL),50 μM 时锥状斯克里普藻生长明显受到抑制,100 μM 时显示明显毒性。

(五) 夜光藻

该藻是我国乃至全球分布最广、发生赤潮频率最高的种类之一。最早的夜光藻赤潮记载是 1899 年在日本 Shizuoka 发生的一起赤潮;日本濑户内海 1970—1986 年所记录的 3 747 次赤潮中,夜光藻赤潮共 880 次;而在我国的长江口及邻近海域,1981—1988 年间,由夜光藻引起的赤潮占赤潮总数的 80%;在我国南部沿海,夜光藻赤潮几乎每年发生。

自然环境中的夜光藻种群动态表现为双峰期,以胶州湾为例,4 月和11 月中旬数量最大,以 4 月尤盛;湾内夜光藻平均密度 2×10^4 cells/L。夜光藻较适于生长在温度较低的环境里,每年 1 月下旬,水体里开始出现少量分布,以后水温渐高,夜光藻数量迅猛增长,在 4 月份达到最大值;以后水温进一步上升,其数量下降,到 7 月份又回落到 1 月初的水平,数量小于 100 cells/m^3;到近 11 月时水温又降,其时夜光藻数量有所回升,出现一个小峰期,由于水温进一步下降,水中营养盐开始匮乏,浮游植物数量下降。类似的情况在 Uhlig 对德国湾的调查中也发现,夜光藻在每年的 6—7 月会出现数量高峰,而在 12 月或来年 1 月又出现一个小峰。夜光藻分布多集中在盐度相对较低的水体内,但盐度对夜光藻的数量变动不是决定因子,起着决定性作用的是温度(图 8-8)。从图 8-8 可以看出,夜光藻在自然水体中的周期变化与水温有密切的关系,当春季水温逐渐增加到 2℃ 时,水体中开始检测到夜光藻,并随着水温的升高数量增加;当水温在 7.8℃ 时夜光藻数量最大,出现一年中的大峰,温度继续升高,水温则不利于夜光藻的生长;随着秋季来临,水温降低,夜光藻数量又回升达到一个小峰,而当温度低于 2℃ 时,细胞消失。由室内培养的藻株进行的室内温、盐实验也有相同的结果:在所设的温度梯度(5、15、25℃)中,夜光藻在 15℃ 下生长最好,低温 5℃ 下的生长较高温 25℃ 的生长好,说明夜光藻耐低温的能力较耐高温的能力强,夜光藻耐低温及异养的特性使它能以营养细胞状态在较深的水层中越过冬季。由图 8-9 可以看出,夜光

藻对盐度的适应范围较广，只有在盐度高达 4.5% 时夜光藻的正常增殖才受到抑制。

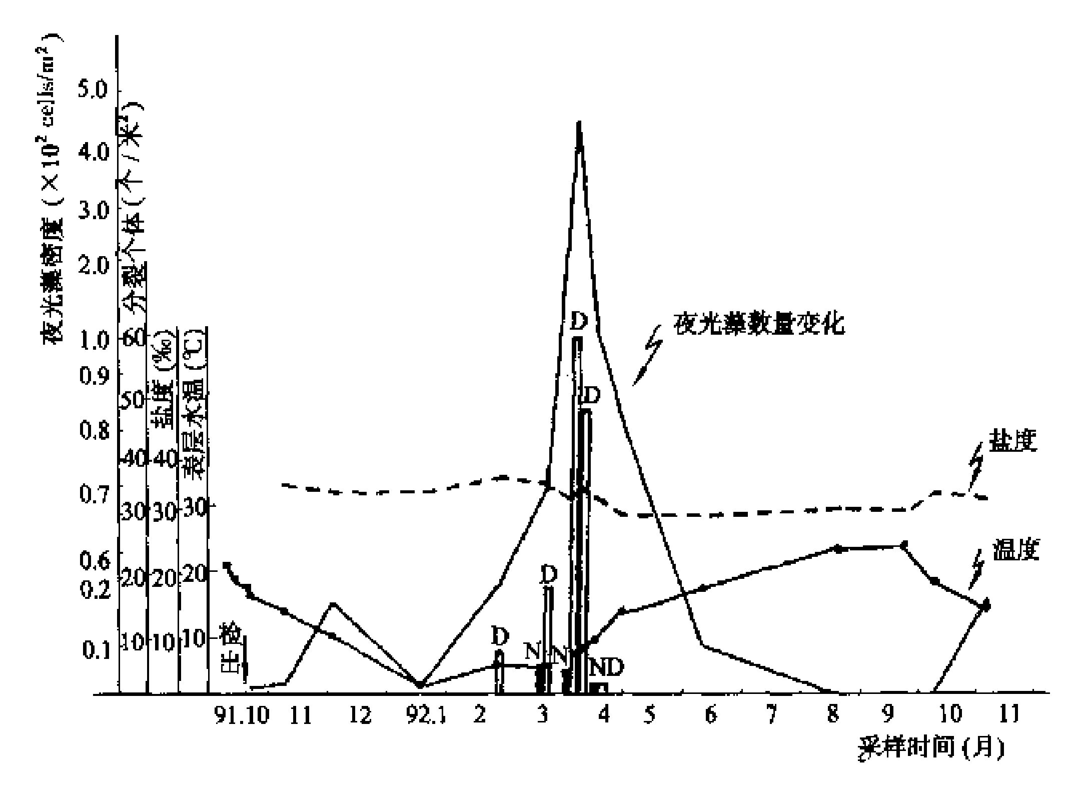


图 8－8　胶州湾夜光藻的种群动态及水域温盐度的周年变化
（引自周成旭，1994）
其中：D、N 示细胞分裂个体（D：无性繁殖个体，N：有性繁殖个体）

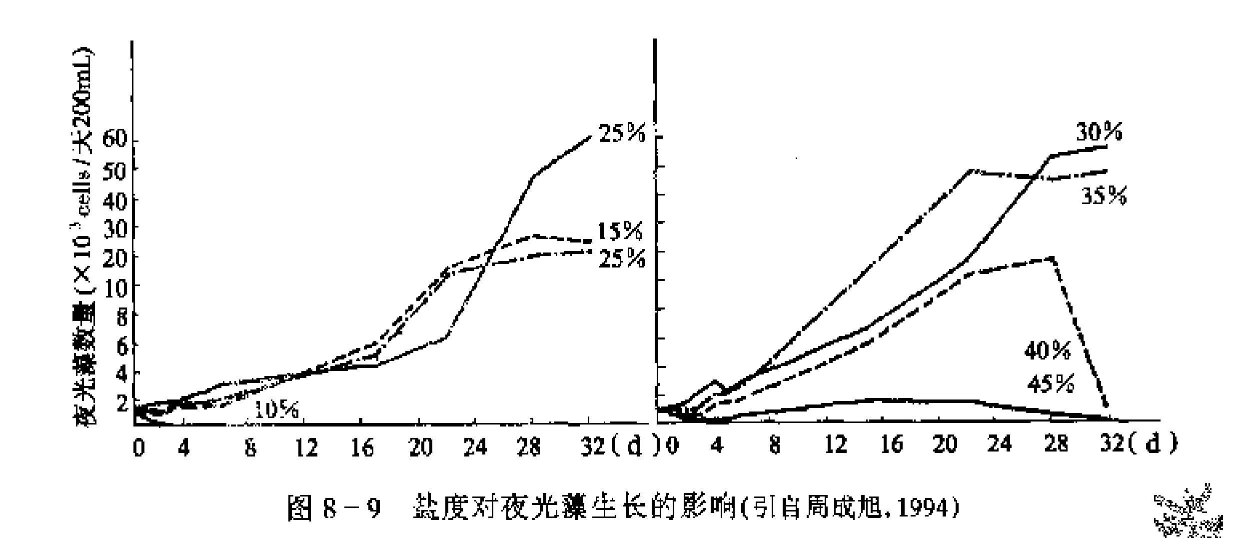


图 8－9　盐度对夜光藻生长的影响（引自周成旭，1994）

自然生态环境中的夜光藻较适合在略低的水温（春、秋季）中生长，而此时正是大多数浮游植物的高峰值期，可见异养的夜光藻的密度变化与浮游植物动态也有密切关系。实验室内饵料实验发现，夜光藻的生长率与饵料有密切

的相关关系，生长率(v)和饵料密度(S)之间的关系符合 Monod 公式：$v = (v_{max} \times S)/(K_m + S)$。夜光藻的生长率随着外界饵料的密度改变而改变(图 8－7)，由此可以看出完全异养的夜光藻对外界饵料的依赖。

夜光藻赤潮的发生除了环境条件充分适应其生存外，其细胞聚集还有可能与其自身代谢产生的胞外产物有关。从室内培养条件下的夜光藻小生境实验现象发现，在没有外界如水文气象因素影响的室内培养中，夜光藻自身生理变化是造成夜光藻赤潮(聚集)的原因。夜光藻在大量捕食饵料以后，细胞高速增殖，达到一定的密度，此时供给夜光藻的饵料降低，夜光藻不能继续获得足够的饵料，而自身消耗，细胞代谢出现目前尚不清楚的变化，此种状态下的夜光藻细胞较相同密度下的有丰富饵料的夜光藻细胞易于聚集，在实验室条件下可以形成“赤潮”。在野外的赤潮过程中也有同样的机理，夜光藻赤潮常发生于有大量前源浮游植物作为饵料的基础上，此时夜光藻大量捕食，生长良好，达到一定的密度，而浮游植物大量消耗以后，夜光藻则进行上面所说的机制而形成赤潮现象。

(六) 中肋骨条藻

由于地域的差别，中肋骨条藻同样表现出各地异性。据中国科学院海洋研究所对胶州湾的调查资料，该藻的季节变化很大，2 月和 11 月为两个高分布月，尤以 11 月最大($0.7 \times 10^3 \sim 3.3 \times 10^7$ cells/L)，平均为 3.4×10^6 cells/L；2 月的细胞密度在 $2.1 \times 10^4 \sim 7.1 \times 10^6$ cells/L 之间，平均密度为 7.9×10^5 cells/L；而 5、8 月密度则很小，约 4.5×10^4 cells/L。另外其平面分布各季度月相差也较大，2 月，该藻在海区内分布最广，几乎整个海域都有分布，其密度差别也不是特别突出；在黄岛和薛家岛之间的海区出现有 7.1×10^7 cells/L 的高密集区，在阴岛附近海域出现 1.0×10^6 cells/L 的密集区，在青岛大港附近海区出现小于 6.0×10^6 cells/L 的分布区，其对岸临海海区也出现有小密集的分布区，其他各区密度相差不是特别大，但均不超过 5.0×10^6 cells/L。5、8 月该种在海域内仅零星分布，5 月主要在阴岛近海及青岛大港近海有分布，8 月出现范围稍有扩大，11 月骨条藻分布范围较 8 月进一步扩大，从湾内至湾口均有分布，且分布相差悬殊，高密度区出现在阴岛附近海域，最高密度达 3.3×10^7 cells/L，而在青岛大港附近及湾口的密度则较小，团岛附近海域仅出现 8×10^3 cells/L的密度区。

从对黄河口的浮游植物调查资料来看，骨条藻出现较集中在夏秋季的 8 月和 11 月，尤以 8 月密度最高，而且分布很广，密度为 $2 \times 10^3 \sim 1.4 \times 10^7$ cells/m^3，平均密度 6.8×10^5 cells/m^3，11 月密度稍减且分布范围也缩小，密度

为 $9\times10^3\sim5.6\times10^5$ cells/m^3，平均密度约为 1.4×10^5 cells/m^3，集中于黄河故道口附近及其西北海域，在黄河故道附近海域内表现离岸渐增的趋势。由于黄河口西北海域环境条件相对稳定，所以浮游植物数量变动较其他海域相对小些，骨条藻亦表现出上述特征。春季5月，海域中的骨条藻最少，仅在黄河故道附近海域零星出现 4×10^3 cells/m^3 分布点。8、9月，该种在黄河口南北侧密集，出现密度达 10^7 cells/m^3 的密集区，在环境条件适宜的情况下发生赤潮的机率相对大些。骨条藻一个不同于其他几种浮游植物的特点在于其每年的高峰值出现在8月而不是5、11月，黄河口附近海域夏季受黄河大径流量的影响，形成低盐、高营养的特殊环境，骨条藻是低盐广布性的种类，在此期间陆源高营养成分作用下有利于骨条藻的生长从而形成全年高峰值，易于形成赤潮。

（七）长崎凯伦藻

实验发现，长崎凯伦藻原称长崎裸甲藻能生存的光、温度、盐度及营养盐的范围较广。该藻在光照大于或等于10 $\mu E\cdot m^{-2}\cdot s^{-1}$状态下生长，在光照达到110 $\mu E\cdot m^{-2}\cdot s^{-1}$情况下生长饱和，这种特殊性使该种海藻多分布在诸如亚表层的低光照区，或在多雨季节低光照下易于繁殖。长崎凯伦藻在温度10～30℃，盐度1.5%～3.0%的水体中均能生长，最大生长率发生在25℃和盐度2.5%的水体中。当温度为最佳范围时，长崎凯伦藻对盐度的耐受范围较宽，而在亚优温度范围内时对盐度的耐受范围明显变窄，说明该种是广温广盐种，这种生理特征使该种能以营养细胞过冬，而在次年春夏季大量繁殖。长崎凯伦藻对氮、磷的要求分别是3.7～4.0 p mol/cell和0.23～0.35 p mol/cell，说明长崎凯伦藻赤潮能在自然一般营养水平的水体中暴发赤潮，其营养和生长速度关系遵守 Monod 方程，但氮、磷的 K_s 值均低于其他多数双鞭毛藻。

长崎凯伦藻在最适的温度、盐度及高营养条件下达到最大生长率，由于低光照、升温等原因使竞争者数量降低，同时水分层增加及捕食压力的降低，使长崎凯伦藻的密度急增，再加上物理和生物聚集使细胞密度增加，从而引发了长崎凯伦藻赤潮的暴发。1985—1987年间，日本濑户内海西部发生的长崎凯伦藻赤潮，就是在大降雨过后，水体表层盐度的急剧降低，从而增加了水体的垂直稳定性，并使底部水体形成大规模的缺氧区域的情况下发生的。

（八）短凯伦藻

短凯伦藻赤潮原称短裸甲藻赤潮常在内湾海域内发生，此藻能在湾中心到近岸水体很好地存活（盐度大于2.4%）。河口为短凯伦藻的生长提供了一

个很好的营养状态和光照水平，短凯伦藻能在整个真光层中很好地生存，并有较宽的光适应范围而能在较低光照下生长，一旦种群开始生长，在 2—8 周内即可达到致死鱼的密度（1～2.5×10^5 cells/L），这取决于环境的物理、化学与生物状态。短凯伦藻的分布受海洋环流的影响很大，并具有正趋光性或负地理趋性，在白天能密集于水表面，晚上分散。除了其光机制外，短凯伦藻还能在低光照下吸收氮，并能利用有机态氮和无机态氮，使它具有更强的竞争能力。

在美国佛罗里达 Current - Gulf Stream 中，短凯伦藻终年以低密度存在（大于 1 000 cells/L），赤潮期间，密度大于 2×10^4 cells/L。墨西哥湾暖流使短凯伦藻细胞迁移到近岸水域，小范围的水漩为短凯伦藻赤潮带来丰富的营养，由于水流通过墨西哥海湾的迁移作用到达东北部的大西洋，使此处的短凯伦藻细胞密集而形成赤潮（Tester P.A., 1997）。在我国大亚湾和大鹏湾水域也有分布，但未见有形成赤潮报道。

（九）*Aureococcus anaphageferens* 形成的"褐藻"

A. anaphageferens 是超微型浮游生物（picoplankton）等级（直径小于 2 μm）的赤潮生物，因其赤潮水色常被称为"褐潮"。大量降雨使淡水径流增加，带来大量的特殊营养物质，利于该藻的繁殖，丰富的铁元素在降雨后由径流带到海湾，对于促发赤潮有重要作用。

A. anaphageferens 虽然能在较宽的盐度范围内存活（1.8%～3.2%），但较高盐度（大于 2.8%）更适合其增殖，最大生长率出现在 2.8%～3.1%的盐度中。据 Gobler(1996)研究，在 1994 年美国大南部湾（Great south bay）的"褐潮"中，一直到水体盐度达到 2.7%时，*A. anaphageferens* 才形成赤潮状态。该藻的适应盐度还与水体中的元素磷的状态有关，当水中是甘油磷酸盐而非正磷酸盐时，*A. anaphageferens* 能在较低盐度（2.2%）中迅速生长。

A. anophageferens 的最适温度为 20～25℃（生长率 0.8～0.6/d）。它能在 5℃ 低温下保持缓慢的生长，这种特性使其能渡过冬季，而在春夏季增殖。该藻能在较低的光照下生长，并且能在营养饱和的状态下保持一个较高的生长效率，使细胞密度达到 10^6 cells/mL（Milligan, 1992），这一特性使它具有更强的竞争能力。

（十）嗜鱼费斯特藻（*Pfiesteria piscicia*）的行为和环境调控

嗜鱼费斯特藻是一种有毒藻，在大西洋中部及美国东南的河口和海湾发生赤潮，致鱼死亡，有"隐形杀手"之称。不光对鱼具有巨大的毒害，对其他海

湾微生物也有毒害。嗜鱼费斯特藻在低细胞密度(大于 250～300 cells/mL)下即能致鱼死亡,亚致死密度在 100～250 cells/mL。

该种生活史经历鞭毛期、阿米巴期、孢囊期,是广温广盐性,最具致死力的最适温度、盐度在大于或等于 26℃ 和 1.5%。目前研究,该藻尚无光选择性,在 24 h 内都能够把鱼杀死;在温水(大于或等于 15℃)中呈鞭毛期,使鱼类处于近死亡状态,而冷水中呈阿米巴态,能致鱼死亡。

鱼类的粪便内一种尚未查明的物质能使嗜鱼费斯特藻产毒。因此,培养水体中有无鱼类的存在影响到该藻的产毒情况。嗜鱼费斯特藻的营养要求复杂,无机磷明显刺激出最致死状态,而由水中无鱼的培养液中培养出的嗜鱼费斯特藻,无机磷和氮能够间接促进其生长。有机磷和氮能被该藻广泛吸收,有机磷对有无活鱼培养出的嗜鱼费斯特藻都具有促进作用(J.M.Burkholder, et al.,1997)。

第四节　有害赤潮的成因和机理*

在通常情况下,我们能够了解一次赤潮发生的物理和营养因素(化学因子)。但是,到目前为止,赤潮的发生和发展过程中的物理过程、营养和生态过程是如何作用的却不能完全用量化的方法确定。最根本的问题在于,一次赤潮的发生,不仅是关系到赤潮生物的生长、营养传递,也关系到物理动力作用引起的转移、搅动,以及生物所采取的游泳和沉降策略等对赤潮种群动力学的影响。下列公式通常能准确、简洁地表现出一个种群的动力学水平及其各影响因素:

$$(1/N)(dN/dT) = K_0 + K_i - K_g - K_m - K_a - K_d$$

式中,$(1/N)(dN/dT)$为种群动力学水平;

K_0 为细胞分裂速度;

K_i 为有游泳或沉降行为所引起的迁移率;

K_g 为致死的捕食压力;

K_m 为致死的其他压力;

K_a 为由水平对流所带来的扩散率;

K_d 为小范围的搅动所引起的扩散率。

该公式是建立理想模型和实用模式的基础,并且为不同生境下赤潮的种

---

* 本节作者:周成旭,严小军,邹景忠。

群动力学研究提供可比的量化系统。所以，在研究赤潮发生机理时，可以针对赤潮动力学公式中的各项有侧重地进行调查研究。但是，由于影响种群动力学的各因素的作用过程的复杂性，水平对流和搅动所带来的迁移过程的观测和量化的困难，以及生物量的时空变化的多样性和复杂性所引起的问题，所以环境压力下的生物过程的描述所引起的问题等都给赤潮发生机理的研究增加了相当的难度。

有害赤潮由于其各自的特殊生物学特征、环境化学特征、水循环及海盆形态测量学特征等，其存在的海洋学与生态学系统可以分为以下几种：上升流系统；海湾与沿海港湾系统；严重富营养化系统；在许多沿海区域都存在的具有分层的海水系统；沿海泻湖及受海盆环流影响的陆架区和沿岸潮流系统。

正是由于赤潮发生的生境的多样性，所以在赤潮研究、监测、防治中也应针对其多样性特征。当然，赤潮在系统循环、生物学、化学、和海盆形态学上的许多共同点也为研究赤潮提供了理论模式。所以，研究关键赤潮种的生理、生态与环境生物学等方面的特征则有助于为多方面研究提供应用价值。而赤潮发生机理的研究也正是针对赤潮生物的特殊海洋学和生态学系统，在个性和共性中寻找规律。

一、赤潮发生的物理海洋学因素

众多的赤潮调查都发现，有害赤潮生物所生存的物理海洋环境，以及赤潮发生当时的水文气象条件都密切影响着赤潮的生消过程。水流涡动、小范围扰动，以及物理海洋学分层和地域性海流、锋面、上升流等，特殊的气象条件，如大雨、强风、高温等，带来的生物生长环境的各种相应的物理、化学和生物群落的变化，使有害赤潮生物单种迅速增长而形成通常所讨论的赤潮现象。

潮水的涨落不但引起海水交换，而且可以使赤潮生物细胞在白天浮于水体表层，夜间下降到底层。随着潮水的涨落，底层丰富的营养盐通过直接或间接方式往表层输送，表层水汇集大量的赤潮生物，促成赤潮的发生。据调查，夜光藻赤潮多于水体交换缓慢的日潮期间发生，大潮的水动力作用可使高密度的夜光藻高度聚集，导致赤潮发生。而从夜光藻的繁殖特征来看，夜光藻的繁殖主要发生在夜间的后半夜的 3～6 h，而二分裂持续时间为 5～6 h。因此，赤潮发生时间多数在上午涨潮期间，涨潮水把大量的夜光藻推向沿岸水域，形成沿岸爆发性的赤潮现象。由图 8－10、8－11 可以看出，夜光藻的自然种群数量变动与潮汐的高低关系密切(吴玉霖等，1999)，这种种群数量变动是潜在的赤潮动态基础。

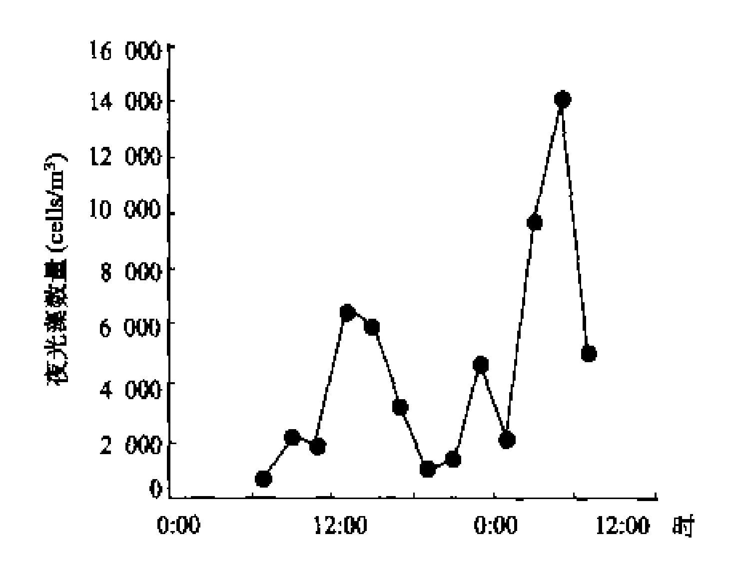


图 8-10　黄河口外连续监测站夜光藻数量昼夜变化(1989.5.7—5.8)
(引自吴玉霖等,1999)

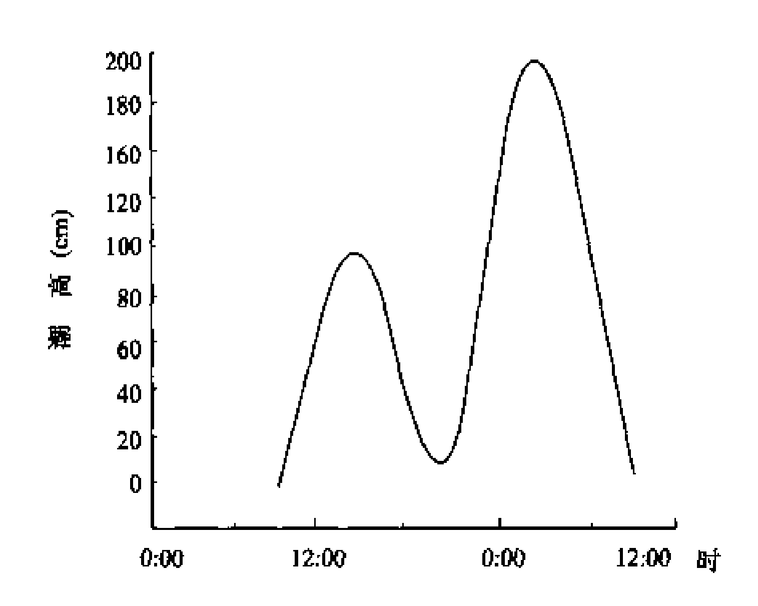


图 8-11　黄河口处连续监测站潮汐昼夜变化(1989.5.7—5.8)
(引自吴玉霖等,1999)

海水水温对赤潮发生起着重要的作用,它直接控制着赤潮生物的细胞生长状况,控制着赤潮的生消过程。在水体表底水温差异小的海区,水体的密度差异小,分层现象较弱,则有利于海水垂直移动,使底层的营养盐较易移到表层,为赤潮生物的生长繁殖提供更多的物质基础。

1991 年 3 月 20—21 日,大鹏湾发生的海洋卡盾藻赤潮则表现出风力对赤潮细胞聚集所起的作用。在赤潮前后,主导风是与之相对的 EES 风,赤潮



即将发生时，风速的减弱又使得细胞易于滞留和聚集，并且海洋卡盾藻的细胞数量变化与风速变化吻合但有一定的滞后。

雨季使大鹏湾近岸区会经常出现富营养状态，降雨过程导致该海区有脉冲式的营养输入。这一输入使离岸近的海域短期内营养盐激增，这种增加不仅改变了营养盐的总量，也改变了营养盐的组成结构，使溶解无机氮(DIN)由雨季前的 NH_4-N 占主导变为雨季中的 NO_3-N 占主导。雨季中的溶解无机氮含量升高比例较大，使该海区溶解无机氮与溶解无机磷的比值(DIN/DIP)增高，这种改变一方面造成水体富营养化，另一方面改变了水体中的群落结构，导致赤潮发生。另外，雨季带来大量的陆源微量元素，其中尤以铁为重要，在形成某些典型赤潮中起着关键因子的作用。

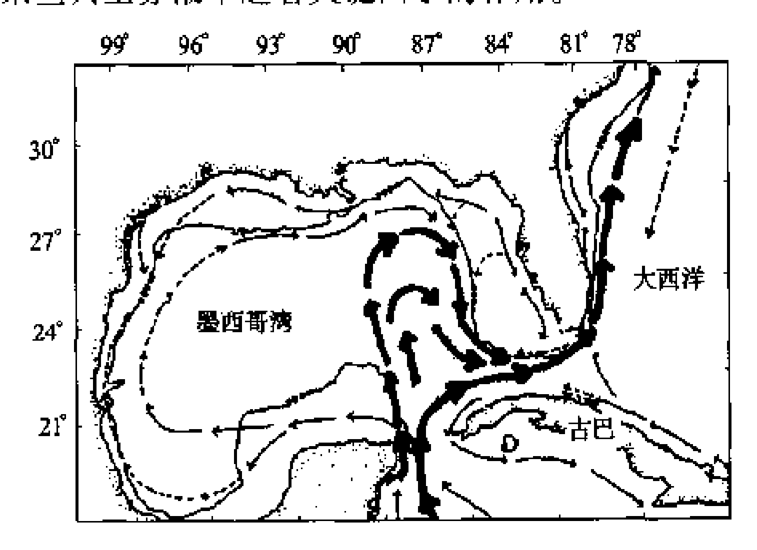


图 8-12　墨西湾表层水流示意图，加粗箭头主要水流方向
(引自 Tester & steidinger, 1997)

海流引起赤潮的很好例子是美国大西洋沿岸近墨西哥湾处发生的短凯伦藻赤潮(图8-12)，由于流经墨西哥湾的水流将湾内的短凯伦藻细胞带到大西洋西北沿岸使细胞密集而形成此处的赤潮。海流的影响还能使赤潮细胞得到迁移、扩展，造成更大规模和更大范围的赤潮。洪君超等(1989)结合 1985—1988 年对长江口及邻近海区的调查资料分析也表明了海区内水团的混合引起赤潮多发的现象(图 8-13)，该海域的赤潮多发区坐落于Ⅰ、Ⅱ区中间并与Ⅲ区(近岸水团)的弧形界面相切，此一区域由于南、北方两子水团(Ⅰ、Ⅱ)的混合、江河水与外海水的东西混合，以及密度不同的长江冲淡水与高温高盐外海水的上下混合，使得这海域的理化特性非常特殊，容易引起赤潮。

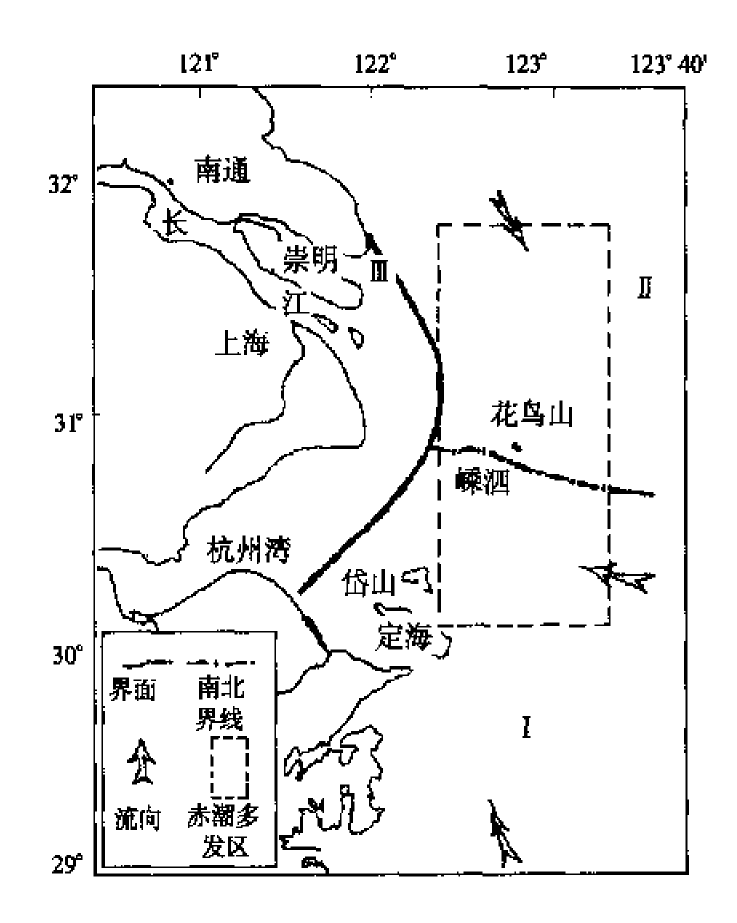


图 8-13　长江口及邻近海区水体理化结构分析示意图
（引自洪君超等，1989）

二、赤潮发生的化学海洋学因素

赤潮发生的化学海洋学因素是赤潮发生过程中与水体的物理海洋学和赤潮生物自身生物学都密切相关的因素，它来源于生物体外而作用于生物体内，是研究赤潮种群动力学和赤潮发生机理的关键环节，也是赤潮生理生态学家们研究最多的领域。目前，有关赤潮的化学海洋学研究侧重于海域富营养化及有害赤潮生物的营养动力学问题。

（一）水体富营养化与赤潮

仅占海洋面积15%的海湾、浅海及陆架地区，其海洋的初级生产力却占全球近半数。这种局面很大程度上起因于人类活动所造成的加富作用即富营养化，但其中应引起重视的是来源于大气沉降与陆源径流的氮源。每年海水水域因大气沉降所带来的 NO_3、NH_4-N 及溶解有机氮达 300～1 000 $mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot a^{-1}$。大气和径流来源的氮占大洋总氮的20%～50%。

由于富营养化引起赤潮发生增多的最好例子是在日本的濑户内海。自20世纪60年代起，随着日本经济的快速发展，大量工业和生活污水被排放到



濑户内海中，这些污水含有营养盐、有机物，使海域中的无机氮和磷浓度迅速升高，赤潮发生的次数与频率也随之增加；1973年以后，由于实施了《濑户内海环境保护法案》，海域中的营养盐含量逐步下降，赤潮发生的次数也随之减少了三分之二。在大连湾，由于近年来经济的迅猛发展，海域富营养化日益严重，局部已达到过营养化的程度，赤潮发生时，其密集区多位于富营养化程度最高的甜水套。另外，50年代美国长岛发生的 *Nanochloris* 赤潮，经研究表明，该赤潮是因为当地附近的养鸭场所引起的水体富营养化所造成的。在开通一个与外海相连的水道后并控制养鸭场，使水体的富营养化得到治理，这种赤潮就再未发生过。北美和欧洲的网箱养鱼业发达的海域，赤潮异弯藻赤潮发生频繁，这可能也与残饵引起的局部海域的富营养化有关。香港在1976—1986年的10年间，由于生活污水和工业废水的排放，海洋营养负荷增加了2.5倍，而每年的赤潮事件则增加了8倍。可见，富营养化明显地影响着与富营养化相关的赤潮的发生；大部分的赤潮发生都与水域环境中的某种或几种营养盐的增加有密切关系。

（二）有害赤潮生物的营养动力学与赤潮

营养动力学影响着赤潮生物种群的生消和营养摄取能力。大多数赤潮生物依靠自身光合作用行自养行为，这就对水环境中的营养盐与光照有一定的要求。细胞的大小、色素含量、生态学对应策略，以及毒素的产生与其生存的生态环境中的营养盐水平密切相关。由于一些种(如鳍藻或链状亚历山大藻)存在室内培养困难或对环境扰动极度敏感，其营养动力学与光生物学的研究尚很缺乏。但是，研究者们经过不懈的努力，结合野外调查和室内生理生态学实验，对环境中的大量元素和微量元素在赤潮生物的生理生态学方面的意义，以及赤潮生消过程中的作用已经有了相当的了解。

1. 微量营养物质与赤潮生物

微量营养物质通常指的是微量金属元素和某些藻类自身无法合成而需要从外界摄取的特殊化合物，如维生素类物质等。在为藻类所利用的微量金属元素中，比较重要的主要有铁、锰、锌、铜、钼和钴等。金属元素对浮游植物的诸多作用是使一些对其敏感的种类具有明显的促进生长，当海水中这些金属元素含量或溶解度较高或存在状态适于生长时，就有可能大量繁殖而形成赤潮。

首先，微量元素铁在赤潮过程中起到重要的作用。铁是植物必需的一种重要的微量元素，但它在海洋中溶解度低、浓度极稀常常成为浮游植物生长的限制因子。因此，当有足够量的铁输入时，常会引起浮游植物的迅速增殖。金

属元素在自然水体中一般主要以羟基络合物存在。虽然藻类对金属元素的利用与EDTA的浓度无关，但EDTA在光照条件下分解速度增加，然后逐步为藻类所利用，所以在人工培养液中添加的一般都是金属元素的EDTA络合物。实验研究表明，在过滤海水中加入络合铁能促进赤潮异弯藻的生长；同时加入盐酸硫胺素、VB_{12}和Fe－EDTA，可使卵甲藻产量增加15倍，但若没有足够Fe－EDTA，维生素和锰、氮、磷均不能促进其生长。Fe－EDTA和磷对海洋卡盾藻的生长也起主要的促进作用。所以，络合铁是诱发赤潮的一个关键因素。齐雨藻等(1994)认为，铁离子和风速是形成1991年大鹏湾海洋卡盾藻赤潮的主要环境因素。

铁作为浮游植物必需的一种微量元素，其生理生化功能表现在许多方面，它对光合作用、呼吸作用及氮代谢都有影响。光合作用是浮游植物最重要的生命过程，铁则是进行该过程必不可少的元素、多种光合色素(如叶绿素，藻胆素等)的合成均需要铁，当水体缺铁时，这些色素的合成就会受到抑制。Rueter等(1987)研究*Scenedesmus quadricauda*时发现，叶绿素a(Chl－a)含量随铁浓度增加而增加，同时碳固定也受到促进，并且认为这种藻最适生长的铁离子浓度是$5\times10^{-7}\ \mu mol/L$。铁还影响叶绿素荧光特性。例如，缺铁时，长崎裸甲藻的荧光产额F/Chla能增加3～5倍，细胞荧光能力CFC下降34.56%，Chla含量和光合电子传递链(PET)活性明显下降。铁的作用还表现在其他代谢活动中，其中最重要的是氮代谢。铁是硝酸还原酶(NR)系统和亚硝酸还原酶(NiR)的必要成分。Doucette和Hamson (1991)在研究一种裸甲藻时得出结论：缺铁时，NO_3^-中生长的藻对氮的吸收利用受到抑制，其症状类似缺氮，而生长在NH_4^+中的藻却情况良好；原因是铁影响了NR、NiR、PET组分及能量供应，因而使NO_3^-还原成NH_4^+的过程受抑制。

河流及地面径流带来的铁与当地赤潮的发生有明显的关系，在大雨过后所引发的赤潮常与因陆源径流带来大量溶解铁元素有关。在对1970年8—9月发生在日本广岛县东部沿岸一带由卵甲藻和裸甲藻的赤潮引起养殖渔业被害进行研究时，发现赤潮的发生与因台风引起的海水垂直混合将蓄积于底泥中的大量络合铁带到上层水体显著相关，而底泥中的大量络合铁则来自于附近的新日铁钢铁工厂(岩崎英雄，1972)。

铁元素对有害赤潮生物的作用也与其他金属元素密切相关。微量元素铁和硒被认为是在褐潮发生中具有重要促进作用的物质。实验表明，铁和硒能促进*Aureoccus*的种群增长。铁、硒的作用相互依存，只有在高铁水平时，硒





的影响才明显。*A. anophageferens* 对铁的要求(Fe/C)较其他许多浮游植物高,与另一种受铁调节较明显的长崎凯伦藻相似。因此,在总溶解铁浓度小于 5 μM 时,*A. anophageferens* 的细胞内铁含量与生长率受抑制,而加入铁、硒则恢复生长率。所以,在自然环境中,铁可能是该藻的限制因子。在非赤潮的水域中,只有加入两种元素并且在低光照下才能刺激生长,而赤潮水域中,仅仅铁元素就能促进该藻的生长。在 *A. anophageferens* 赤潮发生过程中,铁的浓度明显下降,而当赤潮衰退后,又重新恢复(Gobler & Cosper, 1996)。在铁含量高的水域中,该藻"褐潮"更易发生。在大量使用深井水或大量降雨过后,使陆缘大量的铁带给沿海,水体中铁元素上升,被认为与 *A. anophageferens* 褐潮发生密切相关。

锰可增强藻类细胞中非光合成酶的活性,但藻类对锰的需要量极少,并且常可被铁或锰所替代。但是,锰在光合成反应中仍起重要作用,锰是一种酶的激活剂,当锰缺乏时,藻类的光合成能力减少 25%,而光合成的明反应则见不到。同时,锰在某些藻类如小球藻的硝酸还原过程中起着促进作用。

由于锰在外海的浓度很低(大约 2×10^{-9} μmol/L),所以锰常成为浮游植物生长的限制因子。但在赤潮发生期间,锰的含量却有很大的变化(表 8-15)。例如,大鹏湾盐田海域水质锰正常含量为 5.0 μg/L,水平分布较均匀,

表 8-15　几次赤潮发生期间水质锰(Mn)的最高含量及增长率

时间	主要生物	细胞密度 (cells/L)	锰含量 (μg/L)	增长率 (%)
1990.4.1	夜光藻	6.40×10^6	14.7	194
1990.4.20	反曲原甲藻	3.30×10^5	22.6	352
1990.5.20	骨条藻	4.80×10^6	9.9	98
1990.12.23	尖刺菱形藻	1.08×10^5	10.8	116
1991.3.19	圆海链藻	5.82×10^5	13.8	176
1991.3.20	海洋褐胞藻	14.2×10^7	27.0	440
1991.3.25	夜光藻	3.12×10^4	18.7	274
1991.4.9	夜光藻	4.40×10^4	17.1	242
1991.4.18	夜光藻	4.62×10^4	20.4	308
1991.5.8	多纹膝沟藻	4.40×10^6	11.0	120
1991.7.6	柔弱菱形藻	1.27×10^6	13.4	168

表层含量略高于底层;而在赤潮期间海域表层锰含量大幅度增加(1～4 倍),

锰分布极不均匀，赤潮带锰含量高，远离赤潮带含量明显下降，表层锰的增加远远大于底层锰的增加。1991年3月19日、20日和25日该海域接连发生圆海链藻、海洋卡盾藻和夜光藻赤潮，此间，表层锰含量比正常时期升高5.0～7.9 μg/L，而底层锰上升1.4 μg/L；赤潮带表层锰含量大于10 μg/L，变幅大于7 μg/L。由此可以看出，锰的分布与赤潮生物分布趋势一致，并且当赤潮消亡时，锰含量急剧下降，并恢复到赤潮发生前的水平。可见，赤潮发生期间，元素锰具有重要的意义。从表8－15中可以看出，不同赤潮生物形成的赤潮、不同规模的赤潮，海域锰含量变化也不尽相同。

秦晓明等(1997)从实验生态角度研究了水体中锰的含量对赤潮生物锥状斯克里普藻生长的限制作用，从图8－14中可以看出，细胞生长率在低锰浓度下，随锰浓度的增加而增加，但高锰浓度下，细胞生长率不再增加，其规律符合Monod公式。

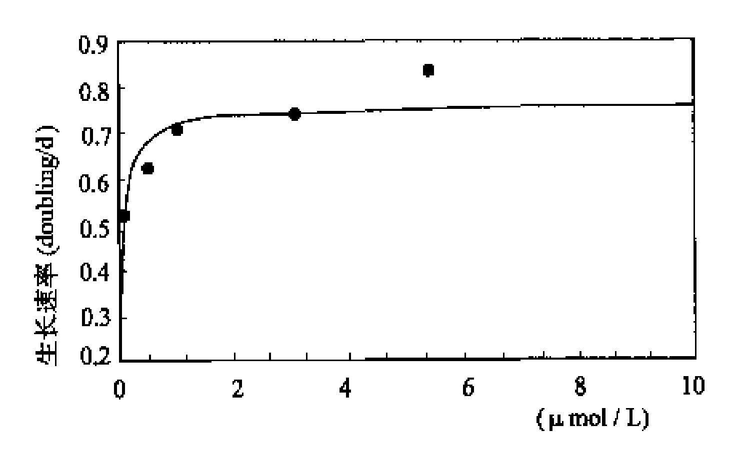


图8－14　锥状斯克里普藻的生长率与锰初始浓度的关系
(引自秦晓明等，1996)

微量营养物质的另一大类是维生素，它包括 VB_{12}，V 靠拢 B_1，VH，和一些 VB_{12}类似物。从1921年Pringsheim发现一些素衣藻属的种类(*Polytoma ocellatum*，*P. Caudatum var. astigmata*)和*Polytomella cooeca*等在只含普通无机盐的培养液里无法增殖以来，人们发现浮游植物不光是利用无机元素，而且也利用诸如维生素之类的有机物质进行增殖。许多研究证明在蓝藻和硅藻中不需要维生素的种类较多，而涡鞭毛藻和黄色鞭毛藻中的绝大多数种类都需要维生素作为补助营养物质(表8－16)。几乎所有的赤潮鞭毛藻都需要 B_{12}，需要 B_1 和生物素的种类也不少；然而 B_1 和维生素H单独时不起作用，只有当他们与 B_{12}共存时对赤潮鞭毛藻的生长和繁殖才能起促进作用。

海域里维生素部分来自于陆地径流，但大部分由水体或底泥中的细菌生产。从陆地径流的影响和垂直混合的程度来看，沿岸和内湾水的维生素含量

要比外洋水的高，而表层水的要比底层水的多。所以，一般认为维生素类物质在沿岸水域成为浮游植物增殖的限制因子的可能性较小。但是，研究证明在自然海区中维生素特别是 B_{12} 同样是控制赤潮鞭毛藻增殖的重要因子之一。例如，加利福尼亚的河口外区占优势的一种多边膝沟藻的数量与海水中 B_{12} 浓度的变化相当一致；日本濑户内海播磨滩赤潮发生频繁的近岸水域的 B_{12} 含量明显较高，海水中 B_{12} 的含量不但控制着该水域赤潮生物的生长，而且与何种生物能发生赤潮有着密切的关系。

表 8－16 各种微藻对维生素的需求（含淡水种）

藻类	绿藻	黄素鞭毛藻	褐色鞭毛藻	涡鞭毛藻	硅藻	蓝藻	合计	各种维生素
研究的数量	69	27	11	20	53	26	218	
不要求维生素	25	1	0	1	28	16	71（33%）	
要求维生素	44	26	11	19	25	10	147（67%）	
VB_{12}	10	2	2	14	22	10	62	122（57%）
VB_1	8	9	2		3		22	82（38%）
生物素								10（5%）
$VB_{12}+B_1$	26	10	7		3		52	
VB_{12}＋生物素		2					2	
$VB_{12}+B_1$＋生物素		2		4			6	
VB_1＋生物素		1			1		2	

除了维生素以外，同属微量营养物质的许多有机物对其生长和繁殖都具有显著的增殖效应，其中尤以核酸类物质的效果显著。这就是诸如酵母抽提液和土壤浸出液之类的东西能使藻类显著增殖的理由。除了增殖效应外，微量营养物质的另一作用是能显著地提高藻体的生长密度。过滤海水加富各种微量物质培养的赤潮异湾藻，其富铁的藻类密度要比对照组的高 1～3 个数量级，而同时加富铁和锰的藻类密度更高；但加富维生素的和对照组的却无明显差异（Yamochi，1984）。

对浮游植物生长有明显作用的另一大类微量营养物质是包括有机胺在内的有机态氮类物质。有机胺包括单胺，如氨基酸的脱羧代谢物和多胺等，这些生物体内广泛存在的胺类化合物能够参与核酸和蛋白质的生物合成而对细胞

的生长和分化具有调节作用。例如，精胺能够有效抑制甲藻细胞 *Crypthecodinium cohnii* 的 RNA 合成。一些海洋浮游植物能利用细胞表面的一种酶分解利用水中的氨基酸作为氮源，特别是在缺氮的环境中，氨基酸作为细胞惟一氮源起着重要的作用。有毒赤潮种塔玛亚历山大藻的细胞内有大量多胺存在，并且赤潮水体中也有多胺检出(Nishibori & Nishio, 1997)。另外一种有意义的特殊有机胺是被称作 MAAs(mycosporine - like amino acid)的物质，该物质作为一种紫外屏蔽物质在生物体内广泛存在。例如，血红裸甲藻在高光照下较低光照下其体内的 MAAs 能增加 14 倍多(P.J.Neale, 1998)。这些不同寻常的体内外有机胺类物质必然有其特殊的代谢过程和生物学意义，特别是对于赤潮这一特殊生物学现象来说，有机胺类的潜在作用有待进一步深入研究。

尽管浮游植物利用外源溶解有机物作为营养来源的真正意义尚待澄清，如浮游植物能利用外源溶解有机碳促进生长是只在外源溶解有机碳浓度相当高的情况下方可实现，但是，就赤潮现象的突发性和短期性来看，水体中脉冲式的外源溶解有机物的增加显然对赤潮生物的生长和赤潮发生有一定的影响。从实验生态来看，在塔玛亚历山大藻的带菌和无菌培养体系中，加入由河流腐殖质提取物而来的有机物质，较无加入的对照组，该藻均表现出明显的增长。可见该溶解有机物对塔玛亚历山大藻生长的明显影响(图 8－15)。

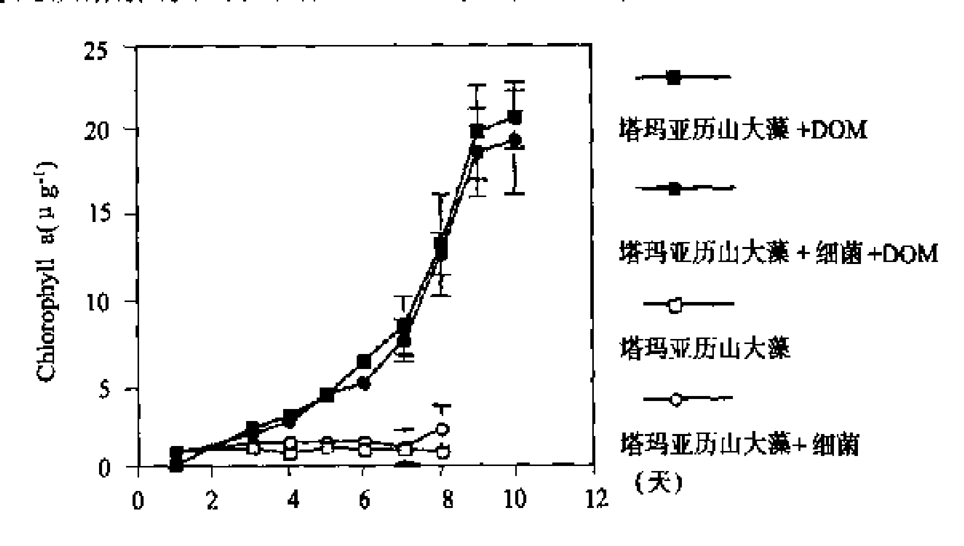


图 8－15　带菌和无菌培养的塔玛亚历山大藻在加入河床腐殖质情况下的生长(引自 Carlsson, 1998)

综上所述，微量营养物质在赤潮浮游植物的生长和繁殖中具有不可替代的重要作用。由于不同的微量物质对于不同的赤潮生物所具有的增殖效应不尽相同，特定的微量物质可能在特定的海域对特定的赤潮生物具有较高的增

殖效应，当这类微量物质在海水里的浓度增加时，这些生物在种间竞争中就可能处于优势而导致赤潮发生。但也正是微量营养物质的这种分布的地理差异、要求的种间差异和增殖效应的种内差异，造成了赤潮发生机理研究的复杂性。

2. 大量营养元素与赤潮生物

所谓大量营养元素，指的是赤潮生物生长过程中大量需要的营养元素，一般指的是氮、磷、硅等。氮是合成藻体内蛋白质（如结构蛋白、各种载体、酶等）、核酸、叶绿素的基本元素，没有氮的供给，细胞不能生长。代谢过程中消耗了原来内存的含氮的物质后，便无法再合成新的蛋白质，而没有酶的调节，一切生命活动都难于进行。磷是细胞核酸与膜的主要组分，同时又是高能化合物（如 ATP、ADP）的基本元素；硅是硅藻细胞的外壳的主要成分，在缺乏入海径流补充硅或低硅背景的海湾，硅对赤潮生物的数量变化影响很大。氮、磷在海洋环境中的含量、形态构成、数量变动不仅影响着赤潮生物的生理、生化组成，而且也决定了赤潮形成的规模程度。过去关于氮、磷元素与浮游植物关系的研究，国内外已做了不少的工作，但主要集中在一些饵料藻上，对赤潮生物的研究则较少。70 年代以来，由于工业废水、生活污水的大量排放，养殖业的发展，氮、磷和一些微量元素在沿岸海水中的含量大大的增加，海水的富营养化程度不断加重，使得赤潮频繁地发生。需要指出的是，近年来，随着赤潮科学的深入发展，特别是调查研究方法和分析手段不断改进，以及高新技术的应用，有关氮、磷、硅含量及其比值与赤潮生物关系的研究，在内容和方法上都有新的发展，既有实验室内研究，也有现场观察，还包括中尺度的围隔实验研究；研究内容不断扩大，质量水平显著提高，并向量化方向发展。

氮、磷是被作为研究大量营养元素与赤潮关系较多的元素。有报道认为，氮是所有海域浮游植物最重要的限制因子；达到最大同化或增殖速度一半的营养盐浓度 K_s 最能说明浮游植物对营养盐浓度的依赖性。已知浮游植物的 NO_3^- 和 NH_4^+ 的 K_s 值（μmol/L），外海种分别为 0.1～10.7 和 0.1～0.5，沿岸种为 0.4～3.5 和 0.5～9.3；通过与海水中营养盐含量比较，外海和沿岸的浮游植物都处于氮缺乏而易受限制的状况。

磷是细胞中核酸与膜的主要组分，对于已经形成的细胞，缺磷对其生理功能的影响相对要小些。磷同时又是构成高能化合物 ATP、ADP 等的基本元素，缺磷的影响也会反映到其生理活性上来，如生长周期的缩短及活体荧光的变化等。

在赤潮发生的开始阶段，海水中一般含有较高的无机氮和无机磷。张诚

等(1996a)对拟尖刺菱形藻吸收利用不同浓度无机氮、无机磷的研究结果表明,随着 NO_3-N, NH_4-N, PO_4-P 浓度的增高,拟尖刺菱形藻的吸收速率也呈上升趋势,与 Monod 方程描述的曲线相符;齐雨藻等(1996)的研究资料表明,实验培养的海洋原甲藻在加入不同浓度的 NO_3-N 的情况下,10 d 后海洋原甲藻明显增长,且与 NO_3-N 的浓度呈正相关(图 8-16);锥状斯克里普

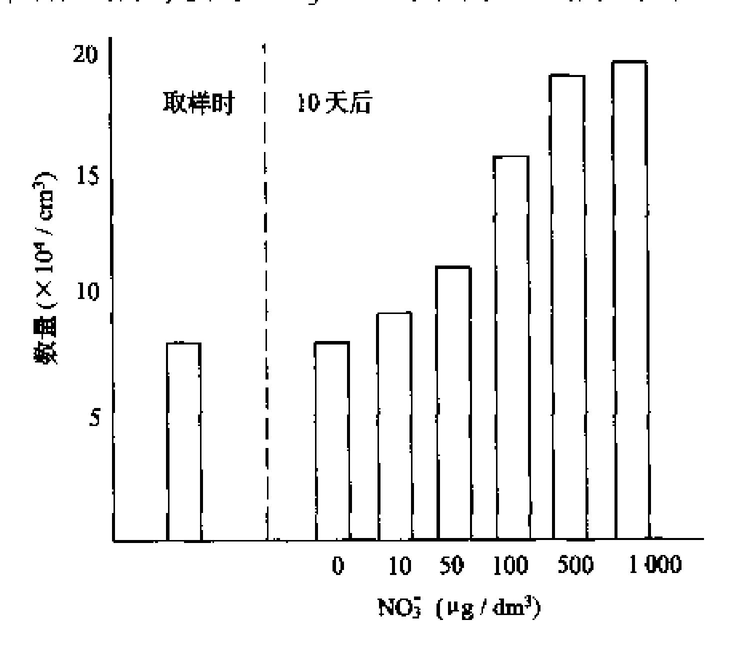


图 8-16 不同 NO_3 浓度下海洋原甲藻生长潜力(培养 10 d 后)实验结果
(引自齐雨藻等,1996)

藻的生长速率也随 NO_3-N, PO_4-P 浓度的升高而增大(秦晓明等,1996)。从朱从举等(1994)和秦晓明等(1996)利用正交实验法分别对海洋原甲藻和锥状斯克里普藻生长因子关系的实验,也证实了 NO_3-N 对海洋原甲藻和锥状斯克里普藻都有着明显的促生长作用。汲长海等(1996)还分析了微型原甲藻在不同浓度 NO_3-N, NO_2-N, NH_4-N, PO_4-P 和有机磷条件下的生长,发现微型原甲藻的生长速率随培养液中 NO_3-N, NO_2-N, NH_4-N, PO_4-P 的含量增加而上升。其中 NO_3-N 的吸收能力最强,但过高的 NH_4-N (100 μM)会抑制其生长。微型原甲藻对有机磷的利用不明显。黄晓航等(1996)对海洋原甲藻在不同营养条件下生长情况的实验表明,从低浓度组到高浓度组,表观光合作用强度递增;高浓度组溶解氧(DO)含量大大高于低浓度组,显示细胞生理活动保持旺盛的水平。随着培养液中硝态氮浓度下降,原甲藻细胞内的蛋白质含量逐渐增加,说明吸收的氮被同化后,除了合成结构蛋白质用于维持生长外,还以蛋白质形式储存于细胞内。叶绿素 a 含量,由对照

组到高浓度组依次呈明显的递增，如600 μmol/L浓度组的单位细胞叶绿素 a 含量较对照组高出 1 倍以上，表明在高氮浓度下细胞内的叶绿素含量有较大幅度的增加。

从赤潮发生的全过程来看，氮、磷在海水环境中的含量不仅决定了赤潮的规模，而且影响了赤潮生物的种类。林昱等(1994)利用海洋围隔生态系研究了无机氮对浮游植物演替的影响，发现在厦门西海域围隔水体中，富营养后浮游植物演替的顺序是：先硅藻，后鞭毛藻，最后是甲藻，间隙性的输入无机氮及其输入通量的大小，不影响演替的顺序，但输入总量的多寡会影响浮游植物的数量或甲藻赤潮的规模，只有在甲藻占优势时，在一定量的营养盐供给条件下，才可能发生甲藻赤潮。因此，由于不同种属甲藻生存能力的差异，营养盐输入通量的大小和途径会影响甲藻赤潮优势种的形成。

氮与磷的比值也是赤潮发生过程中营养状况的一个特征，是水体中植物受磷或氮限制的重要指标，高 N/P 值(如大于 22)意味着磷限制，低 N/P 的比值(如小于 10)，则表示氮限制，氮与磷的比值不仅可影响环境中浮游植物的种群结构，也决定了特定海区赤潮发生的限制因子，从而为赤潮监测提供指示因子。另外，不同的赤潮生物对营养盐的吸收能力有很大差别，同一种赤潮生物在不同的生活环境中其对营养盐的吸收能力也有不同，说明赤潮生物的生理状态对赤潮的形成、规模也有着重要的影响。

海洋环境中的无机氮具有多种形态。不同形态氮在海水中的含量比，对浮游植物的营养生理、赤潮发生的规模程度也有着重要的影响。无机氮包括 NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N 和尿素四种形态。NH_4-N 在 GS/GOAT 的作用下，可以通过转氨基作用，迅速合成氨基酸，而 NO_3-N, NO_2-N 必须经过相应的硝酸盐还原酶和亚硝酸盐还原酶还原成 NH_4-N，尿素则要经过尿素酶脱羧形成 NH_4-N。因此，浮游植物利用氮的能力一般是 NH_4-N ＞尿素＞ NO_3-N＞NO_2-N。而且较高浓度的 NH_4-N 还会抑制浮游植物对 NO_3-N 的吸收。Nakamura(1985)在研究古老卡盾藻的 NH_4-N 吸收动力学时发现，NH_4-N 可以迅速抑制 NO_3-N 的吸收(远小于 15 min)，在 2 μM NH_4^+ 下，NO_3-N 的吸收减少至原来的 50%。张诚等(1996)发现，NH_4-N 的 α 值(最大吸收速率和半饱和常数的比值)为 NO_3-N 的 α 值的 2.57 倍，表明在二者浓度相同条件下，尖刺拟菱形藻可以更有效地利用 NH_4-N。一般地讲，海洋中的无机氮以 NO_3-N 为主，其他形式的无机氮只占辅助地位，但近年来由于沿岸海水的有机质污染越来越严重，再加上人工的施肥，特定海域水环境(如虾池、有机质污染的沿岸浅水区)的无机氮中，NH_4-N 有时占了主要的部

分。由于胶州湾中海带养殖施氨肥和城市污水排放，胶州湾海域的总无机氮主要是由 NH_4-N 和 NO_3-N 组成，其中以 NH_4-N 占的比例较大，在多数月份的含量大大高于 NO_3-N。因此，NH_4-N 在特定海域的赤潮发生过程中可能有更为重要的意义。

在海洋中，氮、磷对浮游植物的作用常常是相互的。Topping(1976)根据微宇宙进行的现场实验并结合现场调查提出，当近岸海水中氮、磷浓度分别达到 12 μmol/L 和 1 μmol/L 时，对浮游植物的生长仅起促进作用，而不改变种群结构，但当浓度提高到以上浓度 3 倍时，即氮达到 36 μmol/L、磷达到3 μmol/L 时，能促进浮游植物生长，使浮游植物数量增加 8 倍，同时也改变了原来的种群结构。已有的研究表明，藻类的生长并非受多个营养因子的限制，而仅仅受供给量最少的营养元素的影响。藻类细胞中都含有氮和磷两种元素，二者对藻类的生长都是不可缺少的。长期以来，在氮和磷究竟哪一个是浮游植物生长的限制因子的问题上一直存在争论。在海洋中磷的供给量是净有机物产量的限制因子，在沿岸水域中藻类生长的限制因子主要是氮，而不是磷，并且这一观点已得到大部分海洋生物学家的赞同。但这些结果都取决于所研究的地域性，如沿墨西哥湾东北部的河口中的藻类生长中，磷是其限制性因子而非氮。又如，在西澳大利亚河口系统中氮和磷作为限制性因子随季节更替而变化。

实验生态条件下得出的结果表明，赤潮生物在外界附加的大量营养盐作用下表现出密切的相关关系。例如，微型原甲藻生长繁殖主要以硝态氮为主要氮源。这种营养物质的种态选择性与其生理生化特性密切相关。实验条件下，海洋原甲藻细胞中碱性磷酸酶活性增多，硝酸还原酶活性在培养液仅以硝酸盐为氮源时会被激发，氨不能使之活化。在室内培养条件下，微型原甲藻的最大生长率和最大细胞密度相对于不同种态的氮源是明显不同的，当以硝态氮为氮源时，上述两指标均大于以其他种态氮为氮源时的情况。对海洋原甲藻吸收氮动力学和藻体生化组成变化的实验研究发现，在高氮(200 μM)浓度下，表观光合作用强，细胞繁殖快，指数增长期长，叶绿素含量高，实验测得的对硝酸氮的最大吸收速率为 6.4×10^{-8} μM/(cell·h)，吸收速率为 0.5 μM/(L·h)，显示由海洋原甲藻引发的赤潮与水体富营养化有着密切的关系；并且发现藻细胞内蛋白质含量与介质中氮浓度呈现高低一致的趋势。

随着赤潮生物细胞密度的增大，水体中的营养盐渐渐地被耗尽。赤潮生物细胞开始利用自身储备的营养物质进行生长，同时发生一些生理生化上的改变。这时，藻细胞内 NH_4-N、NO_3-N 和 AA 的含量迅速下降，细胞的C/N

比值上升，叶绿素 a、蛋白质、RNA 的含量也逐渐开始减少，但氮同化酶，如硝酸盐还原酶(NR)、亚硝酸盐还原酶(NiR)、谷氨酸脱氢酶(GDH)、谷氨酰合成酶(GS)、谷氨酸合成酶(GOGAT)、尿素催化酶(ULAase)的活性却增高。藻细胞为了适应周围的环境，通过降低光合作用酶和色素在细胞中的比例或光合作用酶的催化效率，或增加非光化学抑制和吸收造成的能量耗散来降低光合作用速率。同时，无机氮的缺乏使叶绿体内的一些蛋白质，譬如甲藻的光捕获复合蛋白被用来合成细胞分裂所需的结构蛋白。另外，营养饥饿也使得 ATP 的产生直接受磷酸盐限制或间接受光合作用光反应速率的限制，NADPH 在细胞内的含量降低，从而限制了 RUBISCO 酶的活性。这些因素使得藻细胞的表观光合作用大大降低，细胞的生长受到限制。研究表明，海洋原甲藻在氮、磷缺乏情况下，生长速率下降，生长周期缩短。而且，缺氮的影响要比缺磷大，在相同培养时间内，缺氮培养下的藻细胞浓度总是比缺磷低(武宝轩等，1993)。Berdalc 等人(1994)在研究氮、磷饥饿对赤潮生物赤潮异弯藻的影响时指出，在氮饥饿条件下，由于碳水化合物和脂的继续合成，以及因营养缺乏造成的细胞分裂停止，细胞的体积增大。但是核酸、蛋白质、叶绿素的含量降低。缺磷的赤潮异弯藻的一个最显著的特征是 RNA 的含量特别低。在营养缺乏的条件下，赤潮生物细胞的代谢产物分泌也会发生变化。有研究发现，磷缺乏可以使拟尖刺菱形藻分泌的软骨藻酸(DA)数量增加，并认为这是由于磷缺乏，正常的磷脂双层不能形成，使得膜不完整，导致软骨藻酸更容易分泌。

在这种环境条件下生长的赤潮生物将会因缺乏足够的营养而大量地沉降、死亡、分解，同时水体中出现新的浮游植物优势种，这样，一次赤潮现象就消亡了。

但是，并不是高量的氮、磷对赤潮的增殖就一定起着促进作用：据汲长海等(1996)实验研究表明，低于 100 μm 的氨盐浓度可促进微型原甲藻的生长，高于 100 μm 的氨盐浓度则会产生抑制作用；其细胞密度随介质中磷的浓度升高而增大，但高于 150 μm 的磷酸盐浓度会对生长产生抑制作用。*Aureococcus anophageferens* 能利用 NO_3^-、NO_2^-、尿素作为氮源，其细胞密度与水体 DIN 的浓度密切成反比相关关系(图 8－17)(Keller & Rice, 1989)，在不加富营养条件下较加富营养的实验组(8 倍于对照组)中 *A. anophageferens* 的细胞密度能达到更高的值。由此可以看出，*Aureoccus* 赤潮并不与富营养化相关，而是能生长在较低营养条件下，并且具有更强的竞争能力。Nixon 等(1994)指出，美国长岛湾 1980 年中期的赤潮是由于陆源径流的减少而触发

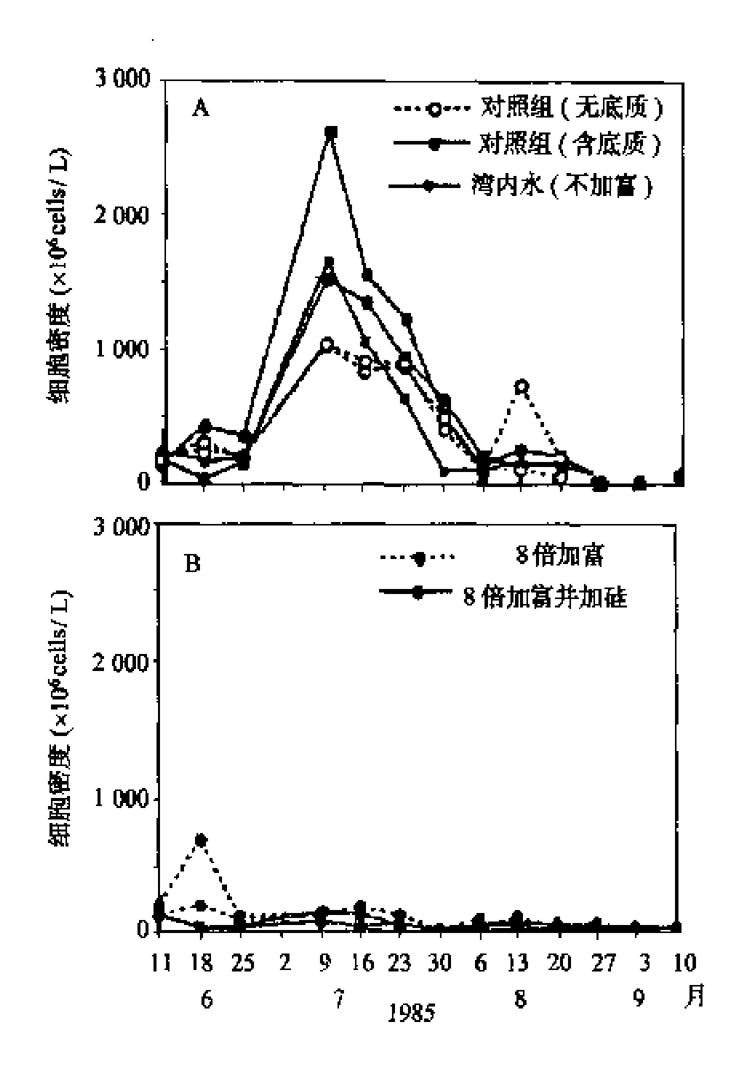


图 8-17 小生境中大量营养盐对 *Aureococus anophagefferens* 增殖的影响
(引自 Keller & Rice,1989) A 非加富营养组 B 加富营养组

的,而非陆源营养盐的增加所致。由此可见,在研究赤潮发生机理中,除了考虑外界营养条件变化对赤潮藻生长的影响外,同时要考虑在该营养状态下所存在的种间竞争。

很明显,海水中氮、磷的含量及其变化不仅影响了赤潮生物的细胞生理、生化组成、种类组成,还决定了赤潮的规模、程度、延续时间,但是,氮、磷对赤潮生物的影响,并非一成不变,不同的环境条件,不同的赤潮生物都具有不同的影响形式。因此,要了解具体环境中氮、磷与赤潮生物的关系,必须联系特定环境中的物理、化学、生物因子,进行综合的分析,才能得出正确的结果。

三、赤潮发生的生物海洋学因素

(一) 赤潮生物自身行为

1. 甲藻行为

不游动的双鞭毛藻(等于死亡或麻痹状态)其沉降速率与硅藻一样。细胞大于 25 μm 的种,其游泳与沉降比为 7.6∶1,大大超过引力作用下的沉降。在运动策略方面,甲藻采用游泳策略,硅藻则为沉降策略。赤潮动力学的内因和外因作用比例很可能取决于这两个策略的应用。由于外界扰动具有很大的影响,浮游植物群落相对来说其内在控制能力低下。由于甲藻的行为方式不同于硅藻,在形成赤潮时,甲藻较硅藻更多地应用内在控制机制。这种依赖于自身行为的内在策略包括以下几个方面:光对策、垂直迁移、游动策略与自动调节式聚集使浮游植物能够主动保持水深、追索营养、抵抗捕食种、种群内自我保护等,甲藻的主动聚集利于种群内的遗传转移,其中包括其种群毒性的延续和藻类生活史的完善。这种种群主动聚集的优势远远大于因密集而产生的营养竞争。主动聚集的主要弱点在于易受到病原体的攻击。例如,在赤潮后期高度密集时赤潮消亡中的机制,有的就是由于受到病毒攻击而消亡的。很明显,有害赤潮生物的运动性所带来的这种灵活机动的行为方式,是取决于生理学优化与环境压力之间所存在的一种复杂的平衡。例如,链状裸甲藻所形成多达 64 个细胞的近 2 mm 长的链状群体,这种集合是种群动力学自身行为调节的很好例子,链状群体对于细胞获得营养、垂直迁移大有益处,而处在营养缺乏的水体中,细胞链则自动断开分散。上述甲藻的这种细胞与种群生理学、行为学等的特殊性质,使得其种群动力学及赤潮的形成具有明显的特殊性。鞭毛藻类的游动速度各异:很多种鞭毛藻类能经受住 1 cm/s 左右的垂直流,角藻的游动速度为 5～10 m/h 或以上,裸甲藻向着光源的游动速度为 1～3 m/h。

2. 赤潮生物的垂直迁移

开始有关赤潮生物种鞭毛藻类的垂直移动的基础研究,据称是进入 20 世纪以后的事。Hesle (1950)通过野外观察发现梭角藻、三角角藻、多边膝沟藻、海洋原甲藻的垂直移动。这四个种类中,三角角藻具有白天离开表层,夜间上升的习性。多边膝沟藻和海洋原甲藻相反,白天上升,夜间散逸。而且这种移动取决于正、负趋光性。发生在潮间带水洼中的裸甲藻赤潮种,白天多出现在表层,夜间多在底层。这种垂直移动表现出浮游植物的趋光性。微型原甲藻也存在主动垂直迁移现象,早晨密集于表层,晚上则多于底层,且移动速度受光照强度所控制。这种主动垂直迁移现象在赤潮形成过程中有重要的意义,对于赤潮发生时细胞迅速密集形成“赤潮斑”有一定的作用。

除了光,还有其他一些影响赤潮生物沉浮的因素,如海水的盐分浓度、溶

解氧气压等，即盐度增大、氧气压或 pH 降低，使浮游生物上浮性增强。反之，盐度降低、氧气压或 pH 增大、水温急剧下降及强烈的冲击等，浮游生物下沉性增大。Eppler 等(1988)观察了深水槽中甲藻类日周期的移动情况时发现多边膝沟藻、*Cachonianiei* 这两个种类都在天亮时向上方移动、天黑时向下方移动，说明有与光照相对应的在细胞内出现的周期性变化，并且多边膝沟藻细胞在缺氮时完全不做垂直移动，若重新加氮，1 d 后则开始移动；裸甲藻(*Gymnodinium splendens*)在完全封闭的水体中能主动上浮，说明除了趋化性或趋光性特点外，地理趋性和周日节律是一个重要的因素(J.J.Cullen, et al., 1981)。该藻能在较宽的温度梯度中迁移。氮对其垂直迁移有很大的影响：当水体中均匀分布氮时，该藻在有光的情况下能迁移到水表面；但氮缺乏时，光照条件下，该藻只在亚表层聚集，此层的光强度近似光合作用的光饱和。氮也影响该裸甲藻的 C：N 比，有氮时，C：N 比较低，氮缺乏时，C：N 比高。光合作用实验指出，整个水体氮缺乏时，生长为氮限制，因此，*G. splendens* 有两种行为和光合作用方式：

高光和能力、低 C：N 比、光周期向高光强度迁移的营养饱和状态；

低光和能力、高 C：N 比、光周期向光强为表层光强的 10% 的亚表层迁移的营养缺乏状态。

实验研究还发现，在缺氮水体的底部加入氮导致一个迅速的(1 d)C：N 比变化(8.5～6.5)，细胞垂直迁移到水表面；在水体较深处加入氮，C：N 比变化较慢。由此可以看出，氮元素在赤潮细胞密集迁移状态中的作用。

在室内培养条件下观察一种异弯藻细胞存在周期性的垂直移动现象。如果将该异弯藻接种到 2 L 的三角烧瓶中，放在窗旁培养，结果做有规律的垂直移动与随着太阳运动的水平移动。抓住这时期从水面下 1 cm 处用玻璃吸管取样，其细胞密度成有规律的变化，即使遮光时也有几乎同样的规律。这说明，这种垂直移动是存在于细胞内的。这种垂直移动从生物方面看能够成为向表层聚集的重要因素。无论阴、雨，疏散开的细胞由于聚集到表层，具有数小时内使海水变色的潜力。在实验条件下浮游植物利用代谢机制调节的浮游策略，其生产力较外源调节的高。

从对其他形成赤潮的生物种的观察中也发现有同样主动聚集机制，周成旭等在对夜光藻进行室内培养时发现，对于水体中相同数量的夜光藻来说，缺乏饵料的夜光藻较具有丰富饵料的夜光藻更易主动聚集成“红色赤潮斑”，而饵料丰富的水体或细胞内有丰富食物的夜光藻个体，各细胞常常是分散存在于水体中或只处于捕食状态的聚集(Peter tiselius & Thomas Kiorboe, 1998)。



这可以说明在自然水体中所观察到的赤潮现象，在大量捕食饵料后，细胞数量巨大的夜光藻则处于一种饵料贫瘠状态，此时的夜光藻出现某些生理变化，使细胞主动聚集而在水面形成赤潮现象。蓝细菌赤潮中也有主动的漂浮机制：节球藻(*Nodularia*)和束丝藻(*Aphanizomenon*)体内有强烈的气囊，使其具有稳定的上浮能力，使细胞密集于表层水区；束毛藻也有气囊，能在 100 m 水深范围内迁移，由胞内碳水化合物浓度变化控制，具有垂直迁移现象(Villareal and Carpenter, 1990)。Romans　et al.(1994)发现，束毛藻从早晨到晚上，体内多磷酸(polyphosphate)增加 20%，他们认为，这与碳水化合物对漂浮的调节机制一样。

垂直迁移在赤潮藻类中是较普遍的现象，除上述几种藻有存在于生物自身体内的垂直迁移现象外，赤潮异弯藻也有明显的昼夜垂直移动，能在昼夜明暗交替前的 1～2 h 内在水体中做上下垂直移动，中午在表层水中，夜间在底层，且昼夜均能摄取营养(郭玉洁，1994)。周名江等(1994)对亚历山大藻的两个品系的周日垂直迁移研究中发现，此品系的亚历山大藻能做规律的垂直迁移，且均在光照开始前 2 h 向上迁移，光照结束前 3 h 向下迁移，且其迁移速度是高的(向上 240～280 m/s，向下 850～1 400 m/s)。赤潮生物中的垂直迁移特性有利于它们更好地获取光能与营养盐，在种间竞争中能适时增值，迅速聚集形成赤潮。可以认为，赤潮是一个生态系统多样性及平衡受到破坏时，一些“机会种”有效利用“自身特长”而形成的异常现象，所以，赤潮生物体内所含有的特殊化学物质对赤潮生物区别于其他生物的主动聚集有可能起到重要的作用。研究发现，实验室培养条件下的易于形成赤潮的种，如塔玛亚历山大藻、赤潮异弯藻、夜光藻等体内的甲醇提取物具有 320 nm 左右的紫外吸收，而同期培养的其他微藻，如扁藻、小球藻等则没有该处的吸收(周成旭，1999)，这种特性可能与一种特殊有机胺类物质 MAAs 有关(Fushengxiong et al., 1998)，该物质对生物体抵抗紫外辐射具有重要的意义，或许能使这些藻在水体表面形成赤潮时抵抗强烈紫外辐射中具有较强的竞争能力。但有关 MAAs 在浮游植物抵抗紫外线的意义中起多大的作用尚待研究。实验室条件下，赤潮夜光藻较共同实验的其他 7 种藻具有更强的抗紫外辐射能力。*Anthopleura elegantissima* 在紫外照射 8 周以后，其体内的 MAAs 物质明显提高。有关赤潮生物体内的生物化学过程的赤潮机理研究仍然还是一个很新的领域。

(二) 微生物在赤潮形成中的作用

1. 细菌引起的赤潮

近年来发现，有些赤潮是细菌引起的，主要是由于来源于海水、藻类或其

他浮游生物残体腐烂物质的过量累积导致海水中微生物大量繁殖，使水体发生成层现象。由于细菌的大量繁殖，氧被消耗，造成厌氧环境，厌氧细菌进行有机物分解，而产生硫化氢，水域成为白色并出现胶状硫。随后赤潮开始出现于“白潮”水域，白潮逐渐消失，赤潮发展起来。它与藻类所引起的赤潮不同之处是它常出现于近底层，消耗氧，产生硫化氢，使水体分层。其共同点是都发生于不流通的水层，均出现于夏天较高温度时，尤其是梅雨季节。引起细菌赤潮的细菌主要有红假单胞菌、红多球硫菌、着色菌属、褐杆状绿菌、囊硫菌属。可以认为细菌白潮是赤潮发生的征兆。根据光合细菌数量的增加，也可初步预测赤潮发生的可能性：有研究表明，赤潮发生水域光合细菌的数量从 10^6～10^7 个/g 干重增加到 10^7～10^8 个/g 干重。赤潮水中浮游生活的细菌，初期菌数高，随着时间推移，其菌数不变或逐渐变少，而随着颗粒的菌数增加，可达总菌数的 40%。因此，可根据浮游生活细菌和附着颗粒上细菌数量的变化来判断水质变化情况。综上所述，在发生赤潮前的海域，根据其中异养细菌的菌数和生物量的变化规律，可初步预测赤潮的发生。

病毒对赤潮的分解作用在赤潮动力学中起作用，如 *A.anophageferens* 细胞内广泛存在病毒(Sieburth　et al.，1988，Nixon　et al.，1994)。赤潮野外调查和室内实验都发现，*A.anophageferens* 赤潮的消亡与病毒的活动正相关(Milligan and Cosper，1994)，病毒在自然状况下对 *A.anophageferens* 种群动力学的调控作用尚待研究。

2．赤潮中有机物质的微生物分解

海洋中的有机物质有 90% 以上遭受完全分解后矿化，在此过程中，海洋微生物起着主导作用。细菌能将 30%～40% 的有机质变成细菌本身的细胞物质，而把其余的氧化成二氧化碳与水并以此作为能量的来源。

海域中高浓度营养盐的存在，大多数是由陆地流入和由高度富营养化的底泥中溶出的，底泥中所含氮、磷会因细菌的分解作用或受到溶解氧的氧化而逐渐从底泥表层往海水里溶出，尤其是当海水溶解氧缺乏时，pH 接近中性，往往会快速溶出。地球上的大部分氮以气体状态存在。溶解在海水中的氮气并不能为海洋生物所吸收。能为海洋生物所吸收的主要是海水中的硝酸盐、亚硝酸盐和氨(包括氨基酸等化合物中的氮)。海水中的含氮化合物主要是死亡的动植物被微生物分解的产物，其有机氮仅占 5%。因此，在正常情况下，有机氮的含量很低，而生活在海水中的生物，适应了低含氮量的生活环境，也只在此环境中，海洋生物才能正常生长发育，保持正常群落组成。如果大量增加有机氮，破坏了正常的生活环境，就将对海洋生物的生长发育产生严重的影



响,可能组成某些有益种群急剧减少,有害种群急剧增加,从而破坏了正常群落组成,造成“机会”浮游生物种的大量繁殖而形成赤潮。海水中有机磷的含量也很低,其来源和有机氮一样,也是来自于生物残骸微生物分解的产物。此外,在有机物质分解过程中产生的维生素类物质和微量有机成分也是促进赤潮生物繁殖的物质。

3. 微生物产生的维生素类物质是赤潮形成的诱导因素

海洋中存在着对各种生物的生长条件有很大影响的微量营养盐、生长因子及其他生物调节物质。如前所述,维生素类物质是某些藻类生长所必要的。海洋微生物对有机物质进行分解时可产生维生素。Ericson 等从海水及藻类表面分离 34 株细菌,其中有 24 株是维生素生成菌。Burkholder 研究了 344 株海洋细菌,其中 24% 产生 B_{12},60% 产生 B_1,50% 产生生物素。海底底泥中维生素 B_{12}更高。这些维生素类物质随着环境、季节及细菌群的不同而发生变化,可见除了研究水体中氮、磷等营养盐以外,掌握微生物产生维生素的变化规律,对研究赤潮发生的本质是很重要的。

此外,海水中的膘呤、嘧啶等核酸成分、酵母的自消化物等特殊有机物也可促进藻类繁殖,这些物质大多来自于有机物中蛋白质的微生物分解产物,这也是形成赤潮的诱导因子,它们在海泥间隙水中分别含 58~120 μg/100 g 干泥及 28~83 μg/100 g 干泥。

在有机物质的微生物分解过程中,可能产生对某些藻类生长有抑制作用的有毒物质,这就可能使另一些藻类旺盛生长,而成为水域中的优势种,促成赤潮的发生。由于海洋微生物与赤潮关系密切,所以在研究赤潮发生机制时不可忽视对微生物的研究。

(三) 食物链和种间关系与赤潮

有害赤潮的影响不仅局限于对养殖业、渔业及人类经济和生命价值的影响,而对于在生态系统食物链和种间关系上的影响具有更为深远的意义。一种浮游植物是否引发有害赤潮,并不只决定于其密度,而更重要的在于其是否达到产生危害的程度,而这种危害则是指对整个生态系统而言。

1. 浮游动物在有害赤潮的发展和持续中的作用

浮游动物作为捕食者在有害赤潮的发生中起到重要的调节作用,是在生态系统中与赤潮现象密切相关的食物链关系(图8-18)。

浮游动物在有害赤潮的发展和持续中的作用因地而异,具有各自的特异性。例如,在 1980 年在 Cape Cod 发生的塔玛亚历山大藻赤潮研究中发现,桡足类和浮游期多毛类对赤潮消亡的作用。因为低温时桡足类个体的低捕食力

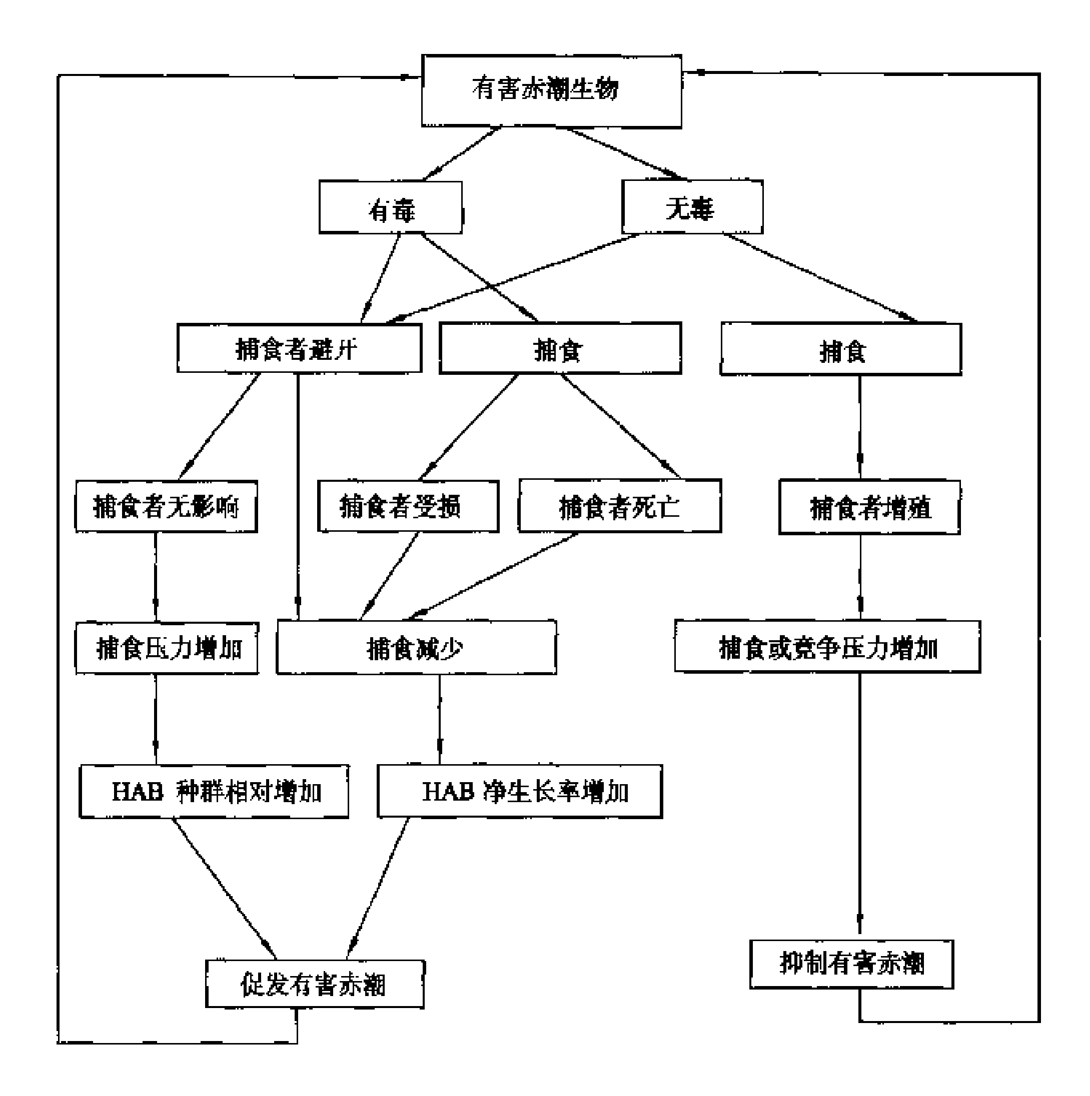


图 8-18　食物网对有害赤潮动力学的影响

及当时其种群生物量较低，所以对塔玛亚历山大藻的捕食压力仅为 1%/d；但对多毛类来说，由于其高生物量(855 个/L)(即使它较桡足类的个体捕食力更低)，对塔玛亚历山大藻的捕食能力却达到大于 100%，在几天内塔玛亚历山大藻和多毛类幼虫种群即衰退(Turner & Anderson, 1983)。Watras 等(1985)在研究同一次赤潮时发现，浮游动物的捕食压力经常大于有害赤潮种的种群生长。

硅藻的种群动力学受控于捕食者。Uye(1986)研究日本濑户内海古老卡盾藻赤潮时发现，在古老卡盾藻低密度情况下(20 cells/mL)，桡足类对其捕食效率为每天 3.4%～30.8%，随着古老卡盾藻密度上升，桡足类对其捕食率呈下降趋势，当古老卡盾藻达到最大生物量时，捕食率仅为 1.8%。Uye 认为，桡足类对古老卡盾藻的捕食压力在低温和古老卡盾藻低密度时较为重要，而在古老卡盾藻的最佳生长环境最大密度大于 500 cells/mL 时，古老卡盾藻的

种群对桡足类的捕食具有"免疫力"。

其他研究者在研究赤潮捕食压力时也发现,达到赤潮密度时,来自桡足类的捕食压力很小。而在东北美洲等地发生的 *A. anophageferens* "褐潮"时,则很明显是由于食物链中捕食压力的缺乏而产生的,这种超微型浮游生物的直接捕食者是异养的原生动物,桡足类不能直接捕食微型浮游生物,而要通过原生动物。这种食物链关系在赤潮的发生发展中具有重要的意义(Turner and Roff, 1993)。这种微型浮游植物所形成的"褐潮"只增进异养的原生动物的生长而对其他的不发生作用。在自然水体中增加 *A. anophageferens* 的生物量,原生动物的生物量就会增大,从而降低微型浮游植物的生物量,表现了原生动物的捕食作用,但在该生物达到赤潮密度时, *A. anophageferens* 能抵抗来自原生动物的捕食压力。所以,来自捕食压力的作用只能减缓赤潮发生而不能阻止赤潮的发生。1990 年 1 月,美国得克萨斯的 Laguna madre 开始形成一种"褐潮",就明显表现出是因为捕食压力消失而带来的有害赤潮爆发性增殖的赤潮:由于连日干旱使水体盐度大增(大于 6%),并且因为低温所造成的大量死鱼现象,导致该水域稳定群落结构受到干扰,底栖和浮游的捕食压力减少,使得浮游植物大量增殖而形成"褐潮"的现象维持了 7 年多。

研究调查发现, *A. anophageferens* 赤潮发生后,常被其他超微型浮游生物和微型浮游生物所代替而消亡。褐潮的产生和发展,也缘于来自浮游动物,主要是原生动物、微型后生动物及近底栖捕食者等的他感作用,而使捕食压力减小。而桡足类如 *Acartia tonsa* 的成体则很少捕食相对来说个体太小的 *A. anophageferens*。实验发现,双壳类幼虫能有效捕食微型浮游植物等级的颗粒。*A. anophageferens* 的体外分泌物能使水体中共生的藻的抗捕食能力提高,使整个浮游植物群落具有抵抗双壳类捕食压力的能力。该藻的抗捕食压力或许来源于其向体表分泌或存在于细胞质内的毒物或抑制物质。在不同温度、光和营养条件下,该藻的毒性存在差异(Tracey, 1990)。虽然 *A. anophageferens* 具有什么样的特定毒性尚不清楚,但是有事实表明, *A. anophageferens* 对双壳类的毒性需要细胞直接接触,而非细胞滤液。*A. anophageferens* 体内含有高含量的二甲基硫丙酸酯(β - dimethylsulfoniopropionate)(DMSP),与另外的有毒藻如 *Phaeocystis* sp. 和 *Chrysochromulina polylepis* 相当(Keller et al., 1989)。但 DMSP 对滤食性捕食者是否发生作用尚不清楚。

2. 浮游植物的种间竞争和他感作用

在水域中同时存在的竞争性藻类对于藻类赤潮发生具有潜在的重要作

用。构成赤潮的浮游生物,常常是交替出现或混合出现,在这里存在浮游植物之间的竞争和他感作用。仍然以 *A. anophageferens* 为例,该藻具有自养和异养两种营养方式,与其他细胞大小类似或常共同发生的几种藻相比,它的每单位细胞体积对谷氨酸和葡糖糖的吸收率更高(Dzurica et al., 1989)。并且,在 Dzurica 的实验中,该藻的确在较长实验期间对尿素具有吸收能力,而在同一实验中,其他种藻类却缺乏这种能力。实验表明,在光限制条件下,*A. anophageferens* 能利用异养的特性使其赤潮形成和保持。该藻也许具有胞外酶氧化系统,利用水中的游离氨基酸或二胺,在其褐潮中,检测到较高的氨基酸氧化速率(24 nM/h),这种能将有机态氮转化为无机态氮的能力使它较其他易受氮限制的藻类具有更强的竞争能力。从室内培养实验中得出 *A. anophageferens* 的细胞滤液对普通的浮游种(如海链藻、微型原甲藻等)没有明显的促生长作用。但是,10% 的老化细胞滤液能够抑制 *A. anophageferen* 的生长。真核藻类如中肋骨条藻等硅藻能以较高密度($10^4 \sim 10^6$ cells/mL)存在于 *A. anophageferens* 的赤潮中。甲藻如渐尖鳍藻、裸甲藻等和异养的 *Polykrikos kofoidi* 也能存在于 *A. anophageferens* 赤潮中。所以,他感作用在 *A. anophageferens* 赤潮中所发挥的作用尚待深入研究。

微型原甲藻赤潮发生时多伴有骨条藻的出现,这说明骨条藻的胞外分泌物对其生长有促进作用,将骨条藻和微型原甲藻混养与微型原甲藻单种培养相对照的实验发现,混养的产出细胞数较单种培养的细胞产出多 3 倍。汲长海(1994)报道中肋骨条藻的提取物对微型原甲藻生长具有促进作用。而其他浮游植物(如小环藻、聂氏海线藻、新月菱型藻和裸甲藻)的细胞提出物则对微型原甲藻的细胞生长没有促进作用。由此可见,中肋骨条藻被认为是微型原甲藻赤潮发生的一个重要的生物诱因。

赤潮异弯藻能产生或分泌他感物质,这种物质能强烈抑制以骨条藻为优势种的中心硅藻的增殖,而对三角原甲藻和异弯藻本身的生长则有促进作用。经分析,这种物质是一种多糖。另外,赤潮异弯藻能与原甲藻(为亚优势种)一起形成赤潮。

野外调查资料也同样表现出种间竞争在赤潮发生过程中的作用:林永水等(1996)对小等刺硅鞭藻(*Dictyocha fibula*)的一次赤潮的调查中发现,在赤潮发生前,硅藻数量大大超过甲藻数量,比值最高达 53 倍多,其比值呈减少趋势,硅藻种数也多于甲藻。赤潮发生期间,硅藻细胞数量和种数都少于甲藻,其比值基本上小于 1。赤潮后期,硅藻数量和种数逐渐大大超过甲藻。由此可见,小等刺硅鞭藻数量的增减是伴随着甲藻细胞数量和种数而增减的,而硅

藻的数量与种数的增加显然对小等刺硅鞭藻的生长不利。

3. 异养细菌、蓝细菌与更高捕食者

在由蓝细菌的节球藻属和束丝藻属种群引发的赤潮中，常伴有束毛藻属、其他蓝细菌、原生动物、几种甲藻、硅藻、桡足类和水螅体等，而在束毛藻属的细胞间质和藻丝间，有大量细菌群落，在这里形成了一个蓝细菌与异养细菌的互利组合：由赤潮种群固定的碳源、氮源通过有机态的形式传递给细菌；铁氏束毛藻在氮固定过程中能释放出谷氨酰胺、谷氨酸和其他两种氨基酸，虽然这两种氨基酸仅占碳固定的3%，但是胞外出现的氨基酸却占每日氮固定的67%，这也许解释了在铁氏束毛藻赤潮时，溶解有机氮成倍增加的原因。与铁氏束毛藻共生的细菌能全部利用水体中的氨基酸、葡糖糖、果糖醇、谷氨酸，利用 K_s 值在1.59～3.24 μM，这说明在这种组合里，存在蓝细菌与异养细菌的一种互利组合，蓝细菌提供有机物和物理支撑，而异养细菌为蓝细菌固氮和生长提供厌氧环境和相关因子。所以，对节球藻属和束丝藻属来说则受益于束毛藻属和异养细菌的这种组合，束毛藻提供了一个丰富的微生物食物网，而异养微生物又为蓝细菌提供了碳化矿物源。

另外存在的一种重要关系是束毛藻与更高一级的食物链关系，束毛藻能被甲壳类、鱼类幼虫及原生动物所捕食，*Macrosetella* 幼虫需要束毛藻作为营养源，束毛藻属中的红海束毛藻是其成体的食物，*Macrosetella* 利用红海束毛藻体内33%～45%的氮，相当于每天红海束毛藻的新生氮，同时，*Macrosetella* 排泄其体内总氮的48%到水体中，所以使大部分的新生态氮进入了食物网(Sellner, 1997)。

第五节 有害赤潮的危害[①]

80年代以来，我国的海洋经济得到了迅猛发展，主要的海洋产业产值平均每年增长20%以上，1997年达到了3 000亿元。但是，与此不相协调的是，我国近岸海域环境面临着日趋恶化的严峻势态，海洋环境状况不容乐观，海洋环境污染导致了有害赤潮等污损事件的频繁发生，环境灾害不断，严重影响甚至制约着海洋经济的可持续发展。据不完全统计，到1998年为止，中国内地沿海发生的有害赤潮达380次，香港水域484次，平均每年30次(邹景忠，1999)。

有害赤潮是一种破坏性很大的海洋生态灾难。它的发生不仅会给海洋环

① 本节作者：傅萌，于仁诚，颜天，周名江。

境带来不利影响，而且对海洋渔业、海水养殖业和滨海旅游业均能造成一定的危害，使国民经济遭受巨大损失，甚至威胁人类的健康与生命安全。有害赤潮问题是近年来世界上颇为关注的环境热点，但由于许多问题尚未搞清楚，所以也是科研领域的难点。

根据形成赤潮的藻产生毒素与否，有害赤潮可以大致分为两类。一类是由能产生毒素的有毒藻引起，称为有毒赤潮，如塔玛亚历山大藻、利马原甲藻、短凯伦藻等。另一类是由其他浮游植物或原生动物引起，称为无毒赤潮，如夜光藻、翼根管藻等。

一、有毒赤潮的危害

有毒赤潮的发生频率近些年来呈不断上升的态势。70年代平均每年9次，80年代平均每年29次，90年代每年也有数十次之多(齐雨藻等，1989；Tseng，et al.，1993；Zou，et al.，1993)。中国科学院海洋研究所(Zhou et al.，1999)进行的中国沿海贝毒调查研究发现，我国部分沿海城市所收集的贝样中有麻痹性贝毒(Paralytic Shellfish Poison，PSP)和腹泻性贝毒(Diarrhetic Shellfish Poison，DSP)检出(表8－17)，并绘制中国沿海首幅贝毒分布图。

表8－17　中国部分沿海城市PSP和DSP调查一览表(1996—1997)

采样地点	麻痹性贝毒 PSP	腹泻性贝毒 DSP
天津	·	+
烟台	+	+
青岛	−	+
日照	−	−
连云港	+	+
舟山	+	+
深圳	−	+
香港	+	+

+：检出　　－：未检出

现存的5 000多种海洋微藻中，约有60～78种(Sournia，1995)能产生赤

潮生物毒素。这些毒素可以通过食物链累积在鱼、贝等海洋生物中,根据人类中毒症状的不同,可以将这些毒素分为麻痹性贝毒(PSP)、腹泻性贝毒(DSP)、记忆缺失性贝毒(ASP)、神经性贝毒(NSP)及西加鱼毒(CFP)五类(表8-18)。

表8-18 能产生各类赤潮生物毒素的代表性有毒藻及其引发的临床症状(Hallegraeff, 1995)

毒素名称	代表性的几种有毒藻	一般症状	极端症状
PSP	*Alexandrium tamarense*, *A. minutum*, *A. catenella*, *Gymnodinium catenatum*, *Pyrodinium bahamense*	30 min 内:刺痛麻木感从嘴唇逐渐蔓延至面部及脖颈,手指、脚趾如针扎一般,头痛、头昏目眩、恶心、呕吐、腹泻	肌肉麻痹,严重时呼吸困难,2—24 h后,呼吸肌麻痹而导致死亡
DSP	*Dinophysis acuminata*, *D. acuta*, *D. fortii*, *D. norvegica*, *Prorocentrum lima*	30 min—12 h:腹泻、恶心、呕吐、腹痛	慢性中毒可促发消化系统肿瘤的形成
ASP	*Pseudo - nitzschia multiseries*, *P. pseudodelicatissima*, *P. australis*	3—5 h后:恶心、呕吐、腹部痉挛	对疼痛的反应性降低,目眩,有幻觉,神志不清,短时间记忆丧失
NSP	*Gymnodinium breve*, *G.* cf *breve*(*New Zealand*)	3—6 h后:发冷、头痛、腹泻、肌肉无力、肌肉关节痛、恶心、呕吐	有忽冷忽热的感觉,呼吸困难,眼前重影,说话吞咽困难
CFP	*Gambierdiscus toxicus*, ? *Ostreopsis siamensis*, ? *Prorocentrum lima*	12—24 h内:腹泻、腹痛、恶心、呕吐	手脚有刺痛麻木的感觉,即使对冷物体的触摸也有热的感觉,平衡差,心跳速率慢,血压低,皮疹,有时甚至窒息而死

(一)各类赤潮生物毒素的来源、结构及其致毒机理

1. 麻痹性贝毒

麻痹性贝毒(PSP)是广泛存在于世界各地的赤潮生物毒素,能产生PSP的有毒藻很多,目前已知有20种左右。近二三十年来,PSP的全球分布规模有增加的趋势。

1970 年以前，有毒甲藻，如塔玛亚历山大藻、链状亚历山大藻引发的有毒赤潮主要发生在欧洲、北美和日本的温带水域(Dale and Yentsh, 1978)。可是到了 1990 年，有毒赤潮已广泛蔓延至南半球，包括南美、澳大利亚、新西兰及

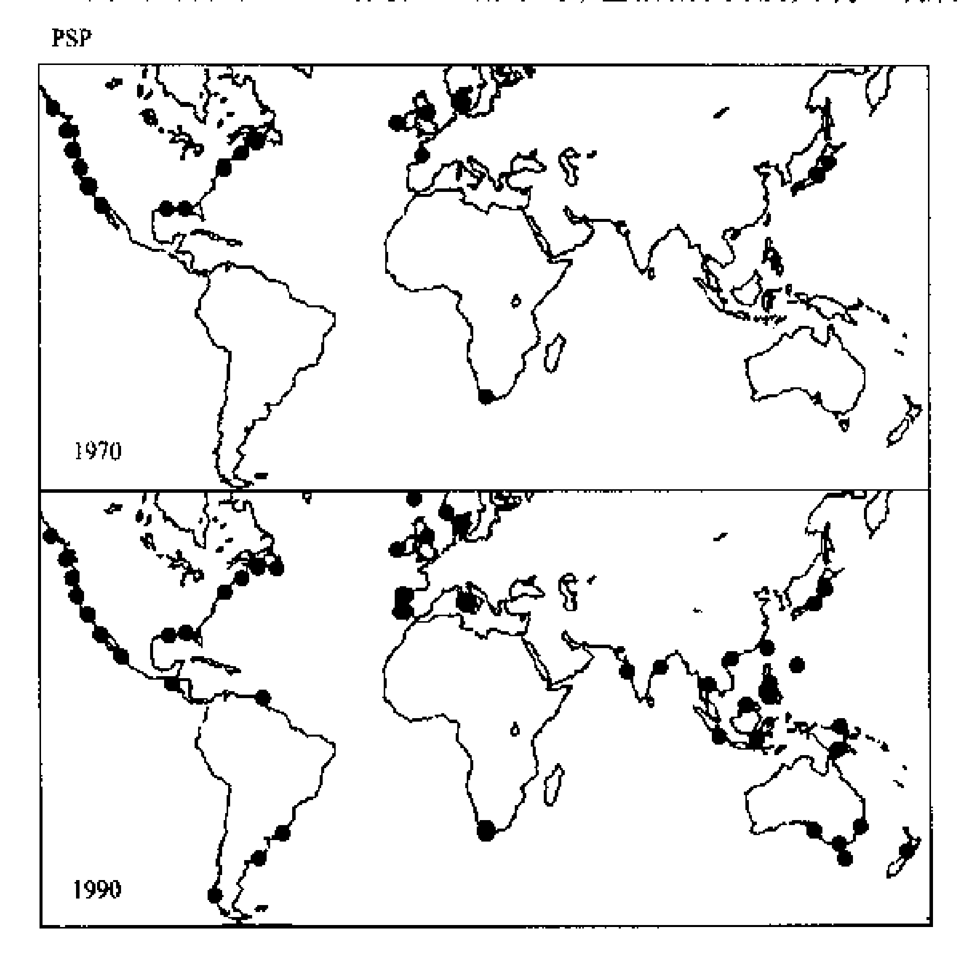


图 8－19　1970，1990 年 PSP 全球分布情况对比

东南亚地区，如印度、泰国、菲律宾等地(图 8－19)(Hallegraeff, 1995)。

PSP 是由石房蛤毒素(STX)及其衍生物组成的一类赤潮生物毒素，目前已知有 20 多种。他们的基本结构是四氢嘌呤环(图8－20)，易溶于水，微溶于甲醇和乙醇。根据 R_4 基团的不同，可将 PSP 分为四大类，即氨基甲酸酯酯类毒素(STX、NEO、GTX1－4)、N—磺酰氨甲酰基类毒素(B_1-B_2、C_1-C_4)、脱氨甲酰基类毒素(dc－)、脱氧脱氨甲酰基类毒素(do－)及 N—羟基

图 8－20　PSP 毒素的基本分子结构

氨甲酰基类毒素(hy－)。其中氨基甲酸酯类毒素的毒性最强。那些 PSP 基本的中毒症状很可能是由它们所引起。N—磺酰氨甲酰基类毒素经常存在于肇事的甲藻或贝类中,但由于其毒性较弱,所以对贝类整体的毒性贡献不大。脱氨甲酰基类毒素经常在某些特定的地理区域被发现,或在贝体内由前述两类毒素代谢转化而来,它的毒性介于前两者之间。N—羟基氨甲酰基类毒素是新近由日本学者从蟹(*Zosimus aeneus*)中检出的 STX 及 NEO 的新衍生物,由于这些蟹中的毒素随个体及地域变化非常显著,所以,发现者认为这两种毒素也是外源性的(表 8－19)。

表 8－19 PSP 毒素的种类与名称

R_1	R_2	R_3	R_4				
			$-OOCNH_2$	$-OOCNHSO_3$	OH	H	$-OOCNHOH$
H	H	H	STX	$(GTX5)B_1$	dcSTX	DoSTX	hySTX
OH	H	H	NEO	$(GTX6)B_2$	dcNEO	/	hyNEO
OH	OSO_3^-	H	GTX1	C_3	dcGTX1	/	/
H	OSO_3^-	H	GTX2	C_1	dcGTX2	doGTX2	/
H	H	OSO_3	GTX3	C_2	dcGTX3	doGTX3	/
OH	H	OSO_3^-	GTX4	C_4	dcGTX4	/	/

STX:石房蛤毒素(saxitoxin); hy:N—羟基氨基甲酰基类毒素(N－hydroxycarbamoyl);NEO:新石房蛤毒素(neosaxitoxin); dc:脱氨基甲酰基类毒素(decarbamoyl);GTX:漆沟藻毒素(gonyautoxin); do:脱氧脱氨甲酰基类(deoxydecarbamoyl);STX、NEO、GTX1－4:氨基甲酰酯类毒素(carbamate);B_1-B_2、C_1-C_4:N－磺酰氨基甲酰基类毒素(N－sulfocarbamoyl)。

通过龙虾大轴突、乌贼大轴突及青蛙的 Ranvier 结的研究推断出 PSP 的致毒机理是阻断钠离子通道的钠离子内流,从而阻碍动作电位的形成。而这对于无脊椎动物的神经活动及脊椎动物的骨骼肌和神经细胞的活动来说是至关重要的。PSP 主要作用于钠离子通道的神经毒素作用位点 1(可逆结合),可以松弛血管平滑肌,抑制心肌动作电位的上升速率和振幅,使心肌的活动潜力降低。毒素分子的活性部位为 7、8、9 位的胍基。STX 及其各衍生物的毒性大小与其结合钠离子通道位点 1 的牢固程度密切相关。毒素作用在生理上主要表现为神经末梢的麻痹感,严重时表现为肌肉麻痹,甚至呼吸肌麻痹而导致死亡。

2. 腹泻性贝毒

首次报道的腹泻性贝毒(DSP)有毒赤潮事件于 1976 年发生在日本,给当

地的扇贝养殖业造成了很大的经济损失(Yasumoto et.al., 1978)。从1976年到1982年,日本一地发生了大约1 300例DSP事件;1981年,西班牙发生了5 000多例;1984年,瑞典的DSP事件使当地的贻贝养殖场关闭了将近一年。与PSP不同的是,迄今为止DSP还未导致人类的致死性事件,中毒者一般在3 d内即可恢复。DSP的中毒临床症状很像细菌性的消化系统炎症,但需引起注意的是,某些DSP毒素(Okadaic acid, OA; Dinophysistoxinl, DTX1)能够促使胃肠肿瘤形成,所以应着重防范其慢性效应(Hallegraeff, 1995)。

DSP主要来由藻中的鳍藻属和原甲藻属藻类产生。根据毒素的结构可以将DSP分成三类,即聚醚类毒素——大田软海绵酸(OA)和鳍藻毒素(DTX)及其衍生物(图8-21,表8-20),大环多醚内酯——扇贝毒素1-7(Pectenotoxins, PTX),以及日本扇贝毒素(Yessotoxins, YTX)(Yasumoto, 1990)。从DSP的结构可以看出,DSP是脂溶性长链化合物,能溶于丙酮、氯仿、二氯甲烷、甲醇、二甲基亚砜等有机溶剂。OA和DTX1、DTX2已被证实是蛋白质磷酸酶的抑制剂(Bialojan and Takai, 1988),能刺激消化道引起腹泻(Hamano et.al.,1986)。DTX3是它们的衍生物,只存在于贝组织中,被认为是一种代谢产物,它能水解产生OA。其他化合物的作用机制还未完全搞清楚,Yasumoto et.al.(1989)认为它们是肝毒素,不会引起腹泻。

磷酸酶的作用很关键,它与细胞质中的许多重要代谢过程有密切联系,因此DSP对磷酸酶1和磷酸酶2A活性的抑制(可逆性结合),导致蛋白质过磷酸化,进而产生许多次级效应,对生物的多种生理功能造成影响。这可能就是DSP具有致癌活性的原因。同时,由于对磷酸酶的抑制,可能影响到DNA复制和修复过程中的酶活性,从而带来致畸效应。至于它所导致的主要生理效应——腹泻,其机制并不清楚,有可能是小肠细胞上控制钠离子释放的蛋白质过磷酸化引起,或者是细胞骨架和细胞连接上控制溶质渗透性的基团过磷酸化导致。进一步的结构与功能间关系研究(Holmes et al.,1990;Nishiwaki et al.,1990)表明,在DSP的分子中,游离的羧基是重要的功能团,因为甲基酯不抑制磷酸酶的活性,而酰氨及被还原的羧基(okadaol)衍生物却只有OA一半的活性。

图8-21 大田软海绵酸(OA)及鳍藻类毒素(DTX)的基本结构

表 8－20 大田软海绵酸及鳍藻类毒素

名称	R_1	R_2	R_3	R_4	R_5
OA	CH_3	H	H	OH	/
DTX1	CH_3	CH_3	H	OH	/
DTX2	H	CH_3	H	OH	/
DTX3	CH_3	H	ACYL*	OH	/
	CH_3	CH_3	ACYL	OH	/
	H	CH_3	ACYL	OH	/
衍生物	CH_3	H	H	CH_3CH_2	/
	CH_3	H	H	HO O	/
	CH_3	H	H	HO O	/
	CH_3	H	H	HO O	/
	CH_3	H	H	HO O	/
	CH_3	H	H	HO O	/
	CH_3	H	H		OSO_3H O SO_3H OHOHO OH SO_3H O

*酰基

3. 记忆缺失性贝毒

1987 年，加拿大的爱德华王子岛（Prince Edward Island）发生了一起摄食紫贻贝后 3 人致死、105 人中毒的急性事件。经研究发现了这种活性成分为软骨藻酸（Domoic acid，DA，图 8－18）的毒素，后命名为记忆缺失性贝毒（Amnesic Shellfish Poison，ASP），它是由硅藻而非甲藻产生的，这也是首次报道由硅藻赤潮引起的中毒事件（Hallegraeff，1995）。能够产生 ASP 的硅藻主要是拟菱形藻属中的一些种，这些有毒藻最初在北美被发现，然而在欧洲、新西兰等地也很快就发现了能够产生 ASP 的有毒藻，而且在贝类中检出了累积的 ASP 毒素。

ASP 是一种可以产生兴奋的神经毒素。离体实验证实 ASP 和红藻氨酸(*kainic acid*)一样,可以诱导谷氨酸诱导的去极化过程。这说明 ASP 可以竞争性作用于谷氨酸受体,具有作为神经递质的作用。但其强度是谷氨酸的 100 倍(Todd, 1993)。在生理上,ASP 可以导致恶心、腹痛、腹泻、失向、记忆缺失等症状。这可能与 ASP 中毒后导致的中枢神经系统海马区和丘脑区中与记忆有关的区域受损有关。

4. 神经性贝毒

神经性贝毒(NSP)是目前为止发现的危害范围较小的一类毒素,能产生 NSP 的短凯伦藻主要分布在美国墨西哥湾一带,可是近年来在欧洲、新西兰也发现了它的存在,这表明可能发生神经性中毒事件的区域在不断扩大。NSP 的活性成分为短凯伦藻毒素 A(Brevetoxin A)、短凯伦藻毒素 B(Brevetoxin B, 图8-22)和半短凯伦藻毒素 B(Hemibrevetoxins B)。与 PSP 阻断钠离子内流相反,短凯伦藻毒素可以诱导钠离子内流(可逆性结合),从而导致肌肉和神经细胞的去极化。它作用于钠离子通道位点 5。也有的研究表明,短凯伦藻毒素可以影响神经递质的释放。但短凯伦藻毒素所导致的生理效应最终似乎来自神经膜显著持久的去极化状态。其效应可以完全被作用于位点 1 的毒素所抵消(如石房蛤毒素 STX、河豚毒素 TTX)。

图 8-22 软骨藻酸的结构

图 8-23 短凯伦藻毒素 B 的基本结构

5. 西加鱼毒

西加鱼毒素(Ciguatera fish poison)通常是由生活在热带地区的甲藻产生,以鱼为传递媒介,同 NSP 活性成分短凯伦藻毒素(图 8-23)类似,也是聚醚结构(图 8-24)。西加鱼毒素能够作用于钠离子通道位点 5,诱导使静息状态下的钠离子通道打开,造成钠离子内流,产生自发动作电位。重复出现的自发动作电位是西加毒素作用的特征,其效应也可被 STX 抵消。通常与西加鱼



图 8－24 西加鱼毒素的基本结构

毒素共存的另一种毒素是刺尾鱼毒素(Maitotoxin),它能够作用于细胞膜,致使钙离子内流,其机制很可能通过作用于部分膜蛋白,使之形成一个类似于钙离子通道的孔，从而影响正常的生理过程。

(二) 有毒赤潮对海洋生物和人类的危害

有毒赤潮的危害主要包括两个方面，即对海洋生物的影响和对人类的影响。自然界中,低等的海洋生物(如 鱼、虾、贝类)由于其神经系统不发达，往往对有毒赤潮生物所产生或释放出的毒素不敏感，一般来说,不会有致死性事件发生。但是,有毒赤潮生物的确能给海洋生物的生命活动造成不利影响,尤其是它们可以将毒素累积在体内达到很高的浓度,并沿食物链传递给高等动物或人，使高等动物和人的生命安全受到威胁,这就不得不引起我们的足够重视。另外,有毒赤潮发生时,人们除了接触经食物链传递的赤潮生物毒素外,还有可能呼吸到含有赤潮生物毒素的海洋气溶胶而引起呼吸道中毒;或者在水下作业、游泳时因皮肤接触等方式受到危害。

1．产 PSP 赤潮生物的危害

(1) 对浮游动物(以桡足类为例)的影响

浮游性的桡足类能够摄食产 PSP 的甲藻类(Ives, 1985),一般无致死事件发生(White,1981),但会产生生理行为方面的亚致死性反应(Ives,1987)。据报道,摄食有害鞭毛藻,会减少桡足类的产卵量。但桡足类对有毒或有害鞭毛藻的摄食反应具有高度的种的特异性。浮游动物也可以作为媒介物累积保留甲藻毒素,并传递到更高的营养级。这曾引起过鱼类的死亡(White,1981)。

(2) 对鱼类、甲壳类幼体的影响

甲壳类的幼体对 PSP 具有明显的抵抗力,它们能通过摄食有毒藻赤潮生物,累积并通过食物链传递藻毒素。对比起来,鱼类的幼体对毒素的敏感性更高,通常在有毒藻华形成之前,它们就能迅速逃避。但目前有毒藻赤潮的时空

分布范围在不断扩大,通过直接或间接的毒害方式,大面积地杀伤鱼类幼体,以至影响到沿海鱼类种群的平衡发展也是极有可能的。

(3) 对蟹、龙虾的影响

在蟹的研究中, Foxall 等(1979)报道,捕食了有毒贝类的蟹(*Cortus*)体内含有 PSP;Jonas - Davis and Liston (1985)研究了美国西北部有毒藻赤潮的发生与蟹体内 PSP 累积之间的关系;Yasumura 等(1986)确认了几起人类中毒事件是由于肇事蟹中大量的 PSP 引起的。Barber(1988)报道了小岸蟹 (*Hemigrapsus oregonesis*)对 STX 具有季节性的抵抗力(Koyama et al., 1983; Noguchi et al., 1985), 对黄蟹(*Xanthid crabs*)的实验也支持这种看法。Barber 认为,这种机制可能与蟹所生活的自然环境中存在的主要毒素有关,是一种 PSP 引发的抵抗力。另有实验表明,当一种无毒蟹(*Scopimera globosa*)的蛋白粗提物与 PSP 混合注射小鼠时,小鼠死亡时间明显延长。所以认为蛋白质在抵抗 PSP 的过程中发挥了重要作用。但是,关于这种机制现在还知之甚少,有待进一步探讨。

对美国龙虾(*Homarus amerricanus*)体内的 PSP 累积和排出过程研究结果显示,在龙虾的肝胰腺中,PSP 含量较高但浓度变化很大($42<C<1\,512$ μg STXeq/100 g); 在爪子及尾部的肌肉中的毒素浓度比较低。将受毒龙虾长时间放入流动海水系统中,也不能显著提高其排毒能力。野外实验表明楷虾肝胰腺中 PSP 的保留时间超过数月。

(4) 对贝类(幼体、成体)的影响

国际上,关于有毒藻对贝类早期发育阶段影响的报道相对较少。藻细胞的质量(藻细胞的营养质量、藻细胞的大小、形状及可消化性)、藻细胞密度、藻细胞分泌的有毒代谢产物及其毒性大小都是贝类幼体发育的影响因素。Granmo 等(1988)的实验报道,在 1 700 cells/mL 的藻(*Chrysochromulina polyepis Manton et Park*)密度下,约有 80%的紫贻贝(*Mytilus edulis L.*)的卵不能受精;在 6 800 cells/mL 的藻细胞密度下, 受精卵细胞几乎 100%解体。这表明 *C. polylepis* 的藻细胞对受精卵的孵化具有很高的毒性。Granmo 等推测此毒性影响是由膜效应(membrane effect)引起的。对于扇贝的稚贝(post - larvae)和仔贝(juvenile)的影响研究,也有相关报道。Denn 等(1990)发现,在有毒赤潮甲藻(*Gyrodinium cf. aureolum*, strain Tinduff) 1 500 cells/mL 的细胞密度下,稚贝 96 h 的死亡率为 92%;另一组针对仔贝的实验,20 d 的死亡率为 26%,而且还发现仔贝的生长线出现畸形。

在国内,中国科学院海洋研究所海洋生态毒理实验室周名江等在此领域

也开展了一些工作(傅萌,1999)。实验证实塔玛亚历山大藻能对栉孔扇贝(*Chlamys farreri*)受精卵至早期D型幼虫的整个发育阶段产生不利影响,抑制受精卵的孵化。但这一抑制作用不是PSP的作用,而是由塔玛亚历山大藻细胞表面的物质引起的。通过塔玛亚历山大藻(strain ATHK)对栉孔扇贝(*Chlamys farreri*)和墨西哥湾扇贝(*Argopecten irradians concentricus*)幼体发育的一系列影响研究还发现, ATHK能对扇贝的整个幼体发育阶段(D型幼虫、眼点幼虫、稚贝、仔贝)产生不利影响。

幼体发育是种群顺利繁衍的重要环节。通常,受精卵的孵化,浮游性幼虫的生长、变态、附着,整个周期只有20 d左右的时间。这期间,水质环境的优劣对于扇贝的长成关系重大。因此,有害赤潮的发生很有可能影响到贝类的早期发育,使其种群数量下降,给生态系统带来不良后果,而且还会给贝类养殖业的健康发展带来不利影响。

从目前的研究水平来看, 有毒藻对双壳类成体的影响主要还是行为学和生理学领域的研究。大多数双壳类接触有毒藻后最普遍的反应就是减少暴露于环境中的机会,如减少摄食,延长壳瓣关闭时间等。而其他的生理反应,如耗氧、心搏反应等,可能会与前面的反应有联系,也可能是毒性环境造成的直接影响导致。可以肯定的是有毒甲藻确实给大多数双壳类造成了较大的生理压力,值得引起注意。

PSP对人类的影响主要是通过藻毒素污染的水产品,目前,最受关注的是双壳类。各国均已投入了大量的人力物力进行这方面的研究,并制定出了贝类卫生质量标准和相应的法律法规。例如,美国的 National Shellfish Sanitation Program (NSSP)计划、欧盟的91/492/EEC指令等。然而我国在此领域还相对落后。1996年4月,欧盟兽医委员会专家到中国考察, 认为我国贝类的卫生管理达不到指令规定的要求,于1997年7月停止了中国向欧盟出口贝类及贝类产品,使我国每年减少数千万美元的外汇收入。为了保障消费者权益,提高贝类的卫生质量,尽快使我国生产的贝类恢复对欧盟出口,我国渔政渔港监督管理局于1997年11月21日印发了《贝类生产环境卫生监督管理暂行规定》,对供出口贝类加工厂作原料的或直接上市的活贝类提出了明确的卫生标准,其中重要的一项是贝肉中PSP的总含量要低于800 μg STXeq/1 000 g。这与欧盟的规定(80 μg STXeq/100 g)是相同的,表明我国业已开始重视这一领域。

(5) 对其他高营养级捕食者的影响

关于藻毒素引起的其他高营养级捕食者的大量死亡事件也有报道。例

如，鸟类(Coulson et al.，1968；Bricknell and walsh，1975；Nisbet，1983)、海豹和狐狸、海獭，还有鲸，都曾有藻毒素引起的死亡事件发生高营养级生物受到危害，表明有毒甲藻赤潮具有很强的生态后果。

(6) 其他影响

世界上第一例因食用受污贝而引起的人类麻痹性贝毒中毒致死事件发生于1793年。PSP的毒性很强，100 g贝肉中，约500 mg的麻痹性贝毒即可致人于死地。据报道全球范围内，每年因食用鱼贝而发生的人类中毒事件(15%的死亡率)就有近2 000例(Hellagraeff，1995)。高等动物和人的神经系统高度发达，对PSP的耐受性很低，且人类处于“能量金字塔”的最顶端，微量的毒素经海洋生物的浓缩也足以威胁到人类的生命安全。

2．产DSP赤潮生物的危害

双壳类动物能从水体或底泥中摄食有毒甲藻而积累DSP。DSP是一类非致死性毒素，虽然其分布也很广泛，但相对于PSP毒素来说，针对性的研究工作就相对少一些。Pillet(1995)进行了*P.Lima*对紫贻贝(*Mytilus edulis*)摄食的影响研究发现，在高浓度下(10^6 cells/mL)，紫贻贝清滤率显著降低；而在低浓度下(10^4～10^5 cells/mL)，无显著影响。Luckenbach等(1993)还进行了另外一种DSP产毒藻微型原甲藻对牡蛎(*Crassostrea virginica*)稚贝生长存活的影响研究。在30 d的实验中赤潮浓度的微型原甲藻对幼贝的致死率在14 d内即达100%；30%赤潮浓度的对微型原甲藻幼贝的致死率在22 d内达43%；而只有5%赤潮浓度的微型原甲藻不仅无致死作用，反而对贝壳的生长有利。关于产生这些生理行为反应的机制，目前并不清楚。总的来说有两种观点：其一是由于DSP积累于贝体内，其细胞毒性作用造成了生物生理压力，而且只是在高毒性的情况下，低毒性短时间作用下，毒性的累积量或许还不足以引起可检测到的效应(Pillet，1995)；其二有研究表明，DSP事件发生时，用小鼠法和仪器法来共同分析贻贝肝胰腺组织DSP时，发现DSP的含量非常之低，不足以引起小鼠死亡，但小鼠实验呈阳性结果。原因是肝脏中累积了大量的游离脂肪酸(Free Fatty Acids，FFA)所致。这种现象甚至在DSP产毒藻不存在的情况下也被观察到了。而且主要的肇事生物是硅藻而不是甲藻。所以，这就提醒人们在解释DSP毒性时，FFA的分析同样是非常重要的。贻贝作为一种重要的指示生物，以其耐污能力强，生态位宽，长期以来一直被广泛地应用于各类实验中。DSP的毒性实验工作也不例外。由于在大多数生物中，OA可以与蛋白磷酸酶结合使蛋白质过磷酸化，从而使糖原合成酶失活，阻碍糖原的合成，而Svensson发现贻贝体内的糖原合成酶的活性不被OA

所抑制。所以研究关于 OA 在贻贝体内的代谢途径，蛋白磷酸酶对 OA 的敏感性等问题就显得尤为重要。

DSP 在世界的许多地方广为分布，最严重的要属日本、欧洲等沿海国家和地区。尽管至今尚无 DSP 引起人员死亡方面的报道，但是其发病率高，慢性效应大，已引起了人们的普遍关注。

3. 产 ASP 的赤潮生物的危害

ASP 最初是由日本学者在研究藻提取物的杀虫特性时从一种红藻（*Chondria armata*）中分离出的。1987 年，在加拿大首次发生了这种化合物致中毒事件，这也是首次发生的硅藻作为肇事生物引起的中毒事件。1991 年 9 月，在加里福尼亚的 Monterey 湾发生了一起 ASP 沿小食物链传递引起的鸟类中毒事件：硅藻（*Pseudonitzschia australis*）→鳀鱼（anchovies）（含 ASP：100 μg/g）→鹈鹕（pelican）和鸬鹚（cormorants）。ASP 主要分布于北美洲的东海岸，给当地的蟹养殖业带来了很大的影响。在北美，有专门的机构定期对海产品进行调查，监测 ASP 的存在状况。近年来，随着 ASP 致毒事件的增多，人们对 ASP 的重视程度有所加深。到目前为止，有报道在墨西哥湾（Dickey et al.，1992）、丹麦（Lundholm et al.，1994）等地均发现了拟菱形藻的产毒株，新西兰的贝体中也发现存在着低水平的毒素（Chang et al.，1993）。

4. 产 NSP 的赤潮生物的危害

危害方式主要有两方面：一是赤潮生物产生的 NSP 经贝类等低营养级生物作为媒介传递给人，人食用后会表现出 NSP 中毒的症状；二是短凯伦藻赤潮发生时，波浪运动形成的有毒气溶胶可能会进入人的呼吸系统引起气喘、咳嗽、呼吸困难等症状。另外，短凯伦甲藻毒素还导致了大量鱼类死亡事件的发生。

5. 产西加鱼毒的赤潮生物的危害

西加鱼毒素通常由鱼为媒介，引起人类中毒。由西加鱼毒素引起的中毒事件多发生在加勒比海和太平洋地区，每年中毒人数约有 1 万多人。

我国自 60 年代以来，有 600 多人因误食有毒贝类中毒，30 人死亡（据不完全统计）。怀疑这些事件大多是由 PSP 引起的（表8－21）。但由于人们对藻毒素的认识不足，如 DSP 中毒常被误以为是海产品细菌性污染所致，极可能将频繁发生的各种赤潮藻毒素中毒事件漏报、误报或忽略。因此，制定健全的法律法规，建立完备的贝类监测和检测体系，加强有毒赤潮危害的研究，对于保护人民的生命安全，减轻国家的经济损失，维持海水养殖业的健康发展是至关重要的。

表 8-21 中国沿海地区因食用贝类引起的中毒事件

时间	地点	毒素	中毒人数	死亡人数	食用贝类	肇事藻种
1967—1979	浙江	PSP	423	23	*Nussarius succinstus*	ND*
1986	台湾	PSP	30	2	*Soletellina diphos*	*Protogonyaulax tamarense*
1986.11	福建	(PSP?)	136	1	*Ruditapes phillipenensis*	*Gymnodinium* sp (?)
1989.2	广东	PSP	5	–	*Pinna pectinata*	ND
1989.11	福建	(PSP?)	4	1	*Nussarius succinstus*	ND
1991.2	台湾	PSP	8	–	*Soletellina diphos*	Alexandrium tamarense
1991.3	广东	(PSP?)	4	2	*Perna viridis*	ND
1994.6	浙江	(PSP?)	5	1	*N. succinstus*	ND

*ND: 未检测到

二、无毒赤潮的危害

从我国乃至世界范围来看,有害赤潮事件中,无毒赤潮发生的比例远高于有毒赤潮,且历史更久远。从人类生命安全这个最高利益出发,人们已经开始重视有毒赤潮的研究了。但无毒赤潮对海洋生态系统的影响,不仅给国家造成了巨大的损失,也给人类带来深重的灾难,其影响也不容忽视(表 8-22)。

表 8-22 中国近 20 年沿海危害较严重的无毒赤潮事件

发生时间	发生区域	危害面积	赤潮生物	危害和经济损失	资料来源
1980 年 5 月 17—23 日	广东湛江港内湾		菱软几内亚藻	海面漂浮死鱼,造成渔业减产	陈彩香, 1981
1980 年 9 月	香港吐露港			致死鱼类和无脊椎动物并影响该地区的旅游业	梁松等, 1999



(续表)

发生时间	发生区域	危害面积	赤潮生物	危害和经济损失	资料来源
1981年9月28—29日	福建闽东三沙海区		夜光藻	几千亩养殖牡蛎死亡和引起海带配子体和幼苗孢子病变，导致幼苗溃烂死亡	黄祖源，1986
1983年4月	广东大鹏湾和大亚湾	细长翼根	管藻	导致鱼、虾、贝类大量死亡，仅附近的高阳县就失收75 t鱼货，网箱养殖的鱼类死亡达1 t	林永水，1986
1986年5月24—26日	浙江中部沿海	700 km^2	角藻、夜光藻	海洋生态系统受到严重破坏	东海环境管理处通报(12)，1986
1987年6月30—7月14日	长江口外海域	约1 000 km^2	中肋骨条藻	海洋生态系统受到严重影响	洪君超等，1989
1987年夏季	香港水域	大片海域		致死鱼类达120 t，损失达2.4万英镑	梁松等，未发表资料
1987年8月14日前后	浙江枸杞海域	大片海域	夜光藻	海湾扇贝大量死亡，未分笼养殖的大小鲍鱼全部死亡，岩礁上的部分贻贝也出现死亡	洪君超，1989
1988年2—5月	香港吐露港		多纹膝沟藻	赤潮持续3个半月，出现3次死鱼和2次死贝，其中5月5日最为严重，死鱼35 t，直接经济损失700万港元	梁松等，未发表资料
1988年6月13—17日	长江口外海域	1 400 km^2	夜光藻	海洋生态系统受到严重破坏	洪君超，1989
1988年7月17日前后	长江口外海域	1 700 km^2	夜光藻	海洋生态系统受到严重破坏	洪君超，1989

（续表）

发生时间	发生区域	危害面积	赤潮生物	危害和经济损失	资料来源
1989年 8—9月	河北省黄骅沿岸海域	涉及沿海7个县市	甲藻类	经济损失约2亿元	张水浸，1994
1990年5月上—中旬	浙江东部海域	7 000 km^2		大量鱼、虾、贝死亡	符文侠等，1992
1991年 3月20日	海南大棚湾盐田海域			海面出现死鱼，水产养殖基地及个体养殖户几十万尾鱼苗死亡	符文侠等，1992
1998年9月18—30日	锦州湾东部	3 000 km^2	叉角藻		中国海洋灾害公报，1998
1998年 8—9月	烟台四十里湾扇贝养殖区	大面积	红色裸甲藻	由于严重缺氧，导致下层笼养扇贝、底栖生活的海参和鲍鱼大量死亡，少数地层鱼类也窒息而死	吴玉霖等，2000
1998年 3—4月	粤港海域，自香港西贡海面向西从吉澳、贝澳、塔门、深湾、南丫岛到长州等	特大面积	裸甲藻	造成大量鱼苗及养殖鱼死亡，其中包括名贵鱼种石斑鱼等，损失已达上亿港元	中国海洋灾害公报，1998
1998年 10月3日	天津新港外2 km处	800 km^2	膝钩藻、叉角藻		中国海洋灾害公报，1998
1999年 7月初起	河北省沧州市岐口附近海域，老黄河口附近海域	约 2 000 km^2			中国海洋灾害公报，1999

无毒赤潮的危害可分为以下几类：

赤潮生物爆发性增殖，在进行光合作用的同时，会大量消耗水体中 CO_2，使海水的pH升高。例如，从正常的8.0～8.2升至8.5以上。这种失调的酸碱度平衡体系必然会使海洋生物正常的生理活动受到影响。

赤潮生物大量繁殖抢占生存空间，遮蔽海洋，抢先吸收阳光，影响了其他自养生物的生存与繁殖。

大量赤潮生物死亡后，其残骸若被需氧微生物分解，会不断消耗水体中的

溶解氧，造成局部缺氧环境，引起其他生物的死亡；在缺氧的条件下，其残骸被厌氧微生物分解，就会释放出 NH_3、H_2S 及 CH_4 等有害气体，这些有害物质又会对其他生物产生毒害作用。

有些赤潮生物由于自身结构的特点，在海洋动物滤食或呼吸过程中，会损伤其鳃部或附着其上，刺激鳃部分泌粘液，堵塞鳃孔，窒息而亡，如长崎裸甲藻。另有一些赤潮生物能向体外分泌粘液状物质，也会影响动物正常的滤食和呼吸，以致堵塞鳃瓣，窒息死亡。

赤潮的发生中断了海洋生态系统食物链的连续性。只是简单的重复着营养物质→赤潮生物→死亡→分解→营养物质这一恶性循环，使海洋中正常的生产过程遭到瓦解。

在赤潮的消亡阶段，大量的赤潮生物和海洋动物死亡，散发出难闻的气味，各种细菌病毒性疾病肆虐流行，影响人类的身心健康。各海滨泳场和娱乐场所被迫关闭，给旅游业造成了很大的经济损失。

赤潮的频繁发生给沿海国家的海水养殖业和海洋渔业带来的损失是不可估量的。养殖海区一般选择的都是封闭性或半封闭性的海湾，水体交换少且慢，一旦赤潮来临，带给网箱鱼类和养殖贝类的打击将是毁灭性的；对外海渔业，鱼群会因躲避赤潮灾害，改变洄游路线，致使捕捞业受到损失。

虽然我们对有害赤潮的危害做了人为上的划分，但是赤潮发生时其危害方式是复杂的，不能简单地归纳成哪一类赤潮的危害。例如，有毒赤潮发生时，除了赤潮生物毒素的危害外，赤潮生物爆发性增殖带来的生态后果也不容忽视。自 80 年代以来，我国主要在赤潮的发生机理与防治、赤潮生物的分类、自然生态等方面取得了一些成果。而在有害赤潮的危害领域，工作开展得相对较少。近些年来，危害日益严重的有害赤潮已引起了各沿海国家的广泛关注。保护环境，增强人们的环保意识，加强立法，加大科学研究的投入，都是极其关键和必要的。

第六节　有害赤潮的防治机理①

研究赤潮的防治机理和方法，制定赤潮的防治对策已成为许多沿海国家或地区当务之急的环保措施之一。赤潮的防治对策包括两个方面的内容：一是消除引发赤潮的诱因，以达到预防为目的的间接对策；二是杀灭赤潮生物的直接对策。

---

① 本节作者：孙晓霞，张波，俞志明。

一、间接方法

对赤潮问题的处理，应走以预防为主、防治结合的道路，可通过以下途径达到减少赤潮发生频率、预防赤潮灾害的目的。

（一）加强法制管理，控制海域富营养化

海域富营养化是形成赤潮的物质基础。因此，防治赤潮的根本措施是控制污染物的入海量。为防止海域富营养化，减少赤潮发生，必须采取有效措施，严格控制工业废水和生活污水的入海量，并按国家制定的海水水质标准及海洋环保法，对污水进行处理，达标后排放。日本从 1973 年以来制定了各种法规，如水污染控制法、海洋污染防止法、农业化学药品管理法等。通过这些法律严格控制陆地污染源直接和超标排放入海。对没有能力进行水处理的地区，应对污水进行截污，使之不直接入海。

（二）改进养殖技术，改善近海养殖生态环境

应根据水域的环境条件，选择一些对水质有净化作用的养殖品种，并充分利用现有养殖面积，合理确定放苗密度。改进饵料成分和投饵技术，使其有利于养殖生物的摄食，减少残饵，减轻水质和底质的污染。现在比较提倡使用湿颗粒饵料，这种饵料是由鲜饵、混合饵料和油脂组成，有效成分不易溶出，可以有效地防止养殖海区自身污染。

建立生态养殖系统，进行多品种的混养、轮养、立体养殖，尤其是鱼、虾、贝、藻的混养。例如，对虾与梭鱼、罗非鱼、毛蚶、扇贝、海参等混养，后者能利用对虾残饵和因富营养化繁殖起来的浮游生物。对虾与一些大型海藻，如铜藻、江蓠等混养，使之吸收虾池中过剩的氮、磷营养盐，同时释放出对虾生长需要的氧气，增加水体溶解氧，实现养殖海域的生态平衡。生长出的藻体经处理后可制成绿肥，还可从江蓠等藻类中提取藻胶。

此外，不能将池塘养殖的污水和废物直接排放入海，应采取逐步过滤、生物处理等方法加以处理，避免因养殖废水和废物的排放而造成海域污染。

（三）改善水质和底质

1．利用海藻吸收海水中的营养盐

大面积养殖固定氮、磷能力高的海藻，以利用、消耗、吸收海水中的氮和磷，可降低富营养化程度，并阻碍赤潮藻利用光能，抑制赤潮藻的生长，减轻其危害；在赤潮后期缺氧阶段，这些大型藻更可通过其光合作用来提高水体的溶解氧，以避免养殖对象窒息死亡。养殖海藻应切实掌握好采收的最佳时



期，在最茂盛时采收；否则，藻体很快衰败、腐烂，致使藻体内的大量有机物，包括氮、磷等重新释放回海水中，进而污染海域环境。

2．撒播粘土吸附营养盐

粘土是一种含水的层状铝硅酸盐矿物，具有很强的吸附能力，可使水中有机悬浮物凝集，沉淀后覆盖在底泥上，以减缓底层的氧消耗和营养盐的溶出，从而达到防止赤潮发生的目的。俞志明等(1995)在实验室内研究了粘土矿物对海水中主要营养盐的吸附，发现利用粘土矿物去除赤潮生物的同时，可以通过吸附作用或通过覆盖在沉积物表面、阻止沉积物中磷酸盐的释放，来降低水体中磷的含量。由于粘土矿物对硝酸盐的吸附百分率仅在6%以下，可以忽略，所以，粘土矿物对赤潮预防的主要作用之一是降低水体中磷的含量。

3．通气增氧

可以安装使用增氧机，以利于提高水体的自净能力；也可适当投放增氧剂，以改善水体的缺氧状况，防止因水质恶化而引发赤潮的再度发生。

4．底泥覆盖

石灰具有促进有机物分解、改善底质、抑制磷的释放、防止水体富营养化、灭菌消毒和防止发生硫化氢等作用，因而撒布石灰可有效地防止赤潮的发生。在日本已有20多年撒布石灰的经验，其使用方法是使用机械装置将石灰撒布在海底。在日本伊势的莫虞湾，石灰的撒布已由珍珠养殖场扩大到紫菜、西加鱼养殖场等，每年使用数百吨，效果较好。此外，还可以用沙子、粘土等覆盖底泥。

5．海底耕耘

利用海底耕耘机在有机物堆积的底泥上拖曳，使底泥翻转，促进有机物分解，达到改良底质的目的。通过耕耘，一方面可在翻耕过程中把一部分有机质和其他污染物覆盖在较深层的底泥中，另一方面可增加底泥中的含氧量，以减少底泥中磷的溶出，从而限制赤潮藻的生长、增殖。耕耘海区的深度不能超过30 cm，否则耕耘效果不明显。

6．海底曝气

利用曝气处理有机底泥，可促进有机污染物质分解，恢复海域的机能和生产力，提高海区的自净能力。海底曝气可以促进海底有机污染物的分解，恢复底栖生物，提高海区的自净能力。操作时应注意曝气量，因为长时间的连续曝气，可使底泥中的营养盐大量溶出，诱发赤潮。

(四) 控制赤潮生物外来种的入侵

通过船舶压舱水的排放，有毒赤潮种类易从一个海域被携带到另一个海

域。例如，澳大利亚一些港湾最近出现的有毒甲藻是从远离它们的分布地区欧洲和日本，通过船舶的压舱水携带而来的。压舱水的排放为赤潮的发生提供了外来的“种子源”。在遇到适宜的环境条件时，这些外来种子就会大量繁殖，甚至形成有害赤潮；在不利的环境条件下，有害赤潮生物的细胞会形成暂时性包囊，当条件适宜时，可以萌发，甚至形成赤潮。因此，为防止和减少由外来船舶压舱水的排放而引起的赤潮生物扩散和迁移，应采取相应的对策，以减少外来赤潮生物引发赤潮的机会。应完善有关法规，依法进行船舶压舱水的管理，杜绝压舱水的随意排放；同时加强检测工作，对含有赤潮生物的压舱水应进行适当的处理。此外，养殖品种的移植也会增加外来赤潮生物传播的机会，因此，在引入新的养殖品种时，必须严格检测，保证不含外源性赤潮生物或孢囊。

（五）加强赤潮毒素的管理

贝毒给人类健康和生命安全造成严重危害，在美国、日本、加拿大、菲律宾、澳大利亚等国家已建立了相应的贝毒管理计划。我国也应采取相应对策，如加强海产品管理，制定海产品卫生标准；加强对赤潮毒素的监测，若发现贝毒超标时，及时通过新闻媒介和行政方式通知沿海居民和管理部门；开展赤潮毒素的方法学和医学研究；并加强宣传教育，提高大众的卫生意识。

二、直接方法

赤潮治理方法的应用应符合既要杀死赤潮生物，又对其他生物无害，并不危害海洋环境，以及价格低廉、使用方便等要求。由于这方面研究起步较晚，迄今虽已报道有许多种，但真正能推广应用的治理方法寥寥无几。综观国际上的治理方法，根据所采用的治理原理，大体可归纳为物理、生物和化学方法三大类。其中物理方法的成本高且操作烦琐，而生物方法则是一种尝试的方法，所以目前使用的主要是化学方法。

（一）物理方法

1. 泵吸法

用带有吸水泵等专门设备的船只，在赤潮密集区将赤潮水吸到船上，加凝集剂，加压过滤，离心分离；或在赤潮水中加入一定量的磁粉，电磁搅拌，再将吸附在磁粉上的赤潮生物离心除去。

2. 超声波法

利用超声波破坏高密度聚集的赤潮生物细胞。1974 年，日本水产厅以不

同频率的超声波对赤潮生物密集区进行照射，发现在 400 kHz 时照射时间为 2 min 左右效果最佳。经超声波处理后，卡盾藻和裸藻类的凝聚显著。实验表明，超声波仅对表层(约 50 cm)高密度聚集的赤潮生物有效，对低密度或底层赤潮生物破坏效果不佳。

此外，Okaichi(1989)指出，有些赤潮生物如巴哈马梨甲藻每天都需要吸收阳光，如果在 24 h 内不吸收阳光，就会引起赤潮生物的"枯萎"或死亡。因此，他提出可以通过控制光照达到消除赤潮生物的目的。例如，可以向赤潮区域喷洒一层木炭粉，作为光隔离层，这层木炭粉可以在海面表层较长时间停留，阻挡光线进入水体，使赤潮生物吸收不到阳光而"枯萎"和消失。

(二) 化学方法

化学方法是采用最早、目前使用最多、发展最快的一类方法。治理赤潮的化学方法有多种，按其作用机理，可分为化学药品灭杀法、絮凝剂沉淀法和天然矿物絮凝法。

1. 化学药品灭杀法

该法旨在利用化学药品直接杀死赤潮生物。国际上对该类药品的一般要求是：低浓度下能迅速破坏、杀死赤潮生物；在海水中易分解、消失；对非赤潮生物不产生影响；成本低。目前已发现的能杀死赤潮生物的化学药品有多种，主要可分为无机除藻剂和有机除藻剂两类。但没有哪种药品完全符合上述要求。不过在不同的要求和条件下，仍有些药品可供选择。

(1) 无机除藻剂

硫酸铜是最早应用于海洋中的杀菌药品，所以也在治理赤潮的研究中最早选用。尾田曾在实验室中分别考察了硫酸铜、氯气等对裸甲藻的灭杀效果；其中硫酸铜最有效，当浓度达 1 mg/L 时即可抑制其生长。1957 年，美国在治理彼得斯堡赤潮时也曾使用了硫酸铜，取得成效。但使用硫酸铜有以下缺点：具有毒性，能破坏近岸生态系统；控制赤潮是暂时的；成本高。所以 1965 年日本就不再提倡使用该药品。但由于该药品使用时间长，经验丰富、操作简单，所以目前仍可见用其治理赤潮的报道。

鉴于铜类试剂的上述缺点，人们着眼于一些在水体中易分解、残留量少的化合物。富田(1982)曾设计一装置，将含有赤潮生物的海水引入后电解产生次氯酸杀死赤潮生物。该方法优于外加次氯酸钠的方法。但其装置复杂，难以用于大面积赤潮的治理。

村田、神田(1989)等提出用过氧化氢消除海洋卡盾藻，实验得出不伤害鱼类的有效过氧化氢浓度为 15～50 mg/L。市川精一等(1992)研究了不同浓度

的过氧化氢溶液对有毒甲藻孢囊的灭杀效果，发现在过氧化氢浓度为100 mg/L时，将 *Polykrios schwarizi* 孢囊浸泡 24 h 后全部被杀死；将链状亚历山大藻孢囊在 30 mg/L 的过氧化氢溶液中浸泡 48 h 后，孢囊失去萌发能力；将塔马亚历山大藻浸泡 49 h 后，所有孢囊的原生质收缩，孢囊脱色。实验表明，过氧化氢在灭杀涡鞭毛藻时有很大的应用潜力，可用于灭杀船舶压舱水中的有毒赤潮生物孢囊。具有类似性质的还有过碳酸钠、臭氧等，其主要优点是药品能在水中马上分解，残留量少，污染轻。

(2) 有机除藻剂

相对上述无机除藻剂而言，目前研究较多的是有机除藻剂。据统计，至今已达几千种。这些有机试剂可分为人工化学物质和天然提取物质两类。由于前者往往对自然生态环境产生危害，故后者是目前研究的主要对象，主要有高度不饱和脂肪酸和脂肪族胺类。

日本东京筑波大学从束丝藻中提取一种生理活性物质十八碳五烯酸来杀灭赤潮生物；沙丁鱼油中也含此物质，可大量廉价生产。试验表明，1×10^{-6} 的该物质在 1 min 内就能杀死引起赤潮的浮游生物，并且对其他生物无害，因而被称为海水养殖的“除草剂”。柿沛宽教授指出，这种脂肪酸由于在低浓度时就能很快生效，因此一旦监测系统发现赤潮就能及时治理。铃木一昭等(1989)发现碳原子数为 18～22 间的多不饱和脂肪酸都是较好的赤潮防除剂。相对无机化合物，有机除藻剂具有药力持续时间长、对非赤潮生物影响小等优点，但其速效性差，易受潮、流及扩散等因素的影响，故使用量较大。针对该缺陷，尾原(1990)提出，具有共轭双键、碳数在 5～24 间的烷基香芹酮酸或其衍生物，有助于克服上述缺点。根据其实验，在 1 km^2 的海面上撒播100～2 000 kg该药品可消除赤潮。

有机胺也是一大类有机除藻剂。实验表明，碳数在 8～18 间的脂肪族胺均可作为赤潮生物防除剂(藤伊正，1989)。Miyagi 等(1989)研究了 n－烷基胺(碳原子数为 8～18)对赤潮异弯藻的灭杀效果，发现十二烷基胺的效果最好。实验还发现，带正电荷的烷基胺灭杀效果好，而带负电荷和不带电的脂肪族胺类对赤潮藻细胞的影响很小，并认为其主要原因是带正电的烷基胺容易与带负电的异弯藻细胞膜结合，最终导致膜的解体。

降低成本价格是人们利用天然提取物质治理赤潮的又一原因，如英国对农作物秸秆进行了大量的实验证明，秸秆在水中腐烂时能分泌一种天然“杀草剂”，这种杀草剂是植物在漫长的进化中形成的一种防卫物质。秸秆中的这种物质专门抑制有毒浮游藻类的生长，防止它们的滋生和蔓延，其用量在

$10\ g/m^3$时便可起到预防赤潮的功效;而对高等植物和其他海洋动物则无影响。所以,一些研究专家认为,该方法是对付水体中有害浮游藻类较合适和有效的方法。

此外,立花精等(1990)也研制出一种新型核黄素衍生物,浓度达 1 mg/L 可显著抑制赤潮生物繁殖。日本还研制出一种化学药品利凡诺,用于杀灭日本常见的赤潮生物。试验表明,用 1×10^{-6}的浓度就能抑制赤潮生物的运动,$(3\sim5)\times10^{-6}$能迅速地使赤潮生物缩成球形,凝聚沉淀,随后崩解,其灭杀效果明显,且利凡诺在光照下容易分解,不会造成养殖水体二次污染(张水浸等,1994)。

总之,化学灭杀法是目前较常用的方法,具有操作简单、用量较少等优点,但对生态环境、非赤潮生物的影响及成本等方面存在诸多问题。另外,关于除藻剂的杀藻机理的研究也较少,所以以后的研究应主要是针对这些方面进行。

2. 絮凝剂沉淀法

利用物质的胶体化学性质,使赤潮生物凝聚、沉淀而后回收去除是该方法的主要原理。现在使用的凝聚剂有三大类,即无机絮凝剂、有机絮凝剂和微生物絮凝剂。

(1) 无机絮凝剂

无机絮凝剂又称为电解质凝聚剂,普遍使用的是铝和铁的化合物。主要利用铝盐和铁盐在海水状态下形成胶体粒子,对赤潮生物产生凝聚作用。该作用与溶液的 pH 值有关。通常胶体粒子表面电荷越少,凝聚作用越强,所以疏水性胶体粒子最有效。例如,用 $Al_2O_3\cdot H_2O$ 制成不同晶形的氧化铝溶胶聚合体,对赤潮生物有极强的凝聚作用。加入 1 min 后,立刻无游动型赤潮生物;30 min 后 90%的细胞被凝聚沉淀(奥田庚二,1989)。铁盐也有类似性质。例如,用铁矿石酸化制得的一些铁盐,在海水中浓度达 10 mg/L 即可形成氢氧化铁溶胶,对赤潮生物产生较强的凝聚沉淀作用(奥田庚二,1992)。此外,一些成本低、无污染的新型无机絮凝剂,如混合金属氢氧化物正电胶体(MMH)、聚硅酸金属盐(PSMS)等絮凝剂,絮凝赤潮生物的研究正在进行中,有望取得较好的效果。

(2) 有机絮凝剂

目前,世界上生产的有机高分子絮凝剂,大多是聚丙烯、聚乙烯类化合物,其中聚丙烯酰胺类占高分子絮凝剂生产总量的 80%以上。聚丙烯酰胺可以根据处理各种废水的需要,制成阴、阳、非离子型絮凝剂;在赤潮治理时,考虑到藻体表面一般带负电,通常选用阳离子型。但鉴于高分子单体的毒性和成

本问题，在使用上受到一定程度的影响。此外，聚丙烯腈、HC型阳离子高分子絮凝剂在市场上也占有一定的地位，但还未见用其治理赤潮的报道。

(3) 有机高分子絮凝剂

壳聚糖是甲壳素脱乙酰基的产物，是一种天然的有机高分子絮凝剂，广泛用于医药、轻工、食品、环保等方面。甲壳素具有来源丰富、无污染等优点，在赤潮防治上有很大的应用潜力，其脱乙酰度和粘度是反映壳聚糖性能的两大重要指标。

近年来，人们越来越倾向于将有机高分子絮凝剂与无机絮凝剂混合使用，二者取长补短可收到更佳的絮凝效果。一般说来，无机絮凝剂对去除细微悬浮胶体粒子更有效，但生成的絮体大小有限，而有机高分子絮凝剂则具有良好的絮体化机能，因而两者混合使用效果更佳。这一原理同样可用于赤潮治理中，为开发絮凝剂治理赤潮提供了一个新方向。

(4) 微生物絮凝剂

由于采用普通的无机或有机絮凝剂经常会导致在消除一种污染物的同时产生另一污染物。微生物絮凝剂的出现使这一问题的解决成为可能。微生物絮凝剂是一种新型的絮凝剂，目前正处于研制阶段，也未见有用其治理赤潮的报道。但是，它具有其他絮凝剂无法比拟的优越性，在赤潮治理方面有着广阔的应用前景。微生物絮凝剂主要包括利用微生物细胞壁提取物的絮凝剂、利用微生物细胞代谢产物的絮凝剂和直接利用微生物细胞的絮凝剂。

微生物细胞是天然有机高分子絮凝剂的重要来源。目前利用藻类和霉菌的细胞壁提取物较多，利用细菌细胞壁的还较少，这可能主要由于细菌个体小、菌体不易收集。藻类细胞壁的基质主要由许多异多糖、脂类物质和部分蛋白质组成。目前已广泛用作絮凝剂的褐藻酸就是一些褐藻细胞壁的成分。丝状真菌的细胞壁多糖除了纤维素、甘露聚糖和葡聚糖外，还有一种极其重要的多糖几丁质。几丁质经碱水解处理产生的脱乙酰几丁质含有活性氨基和羟基，对许多微生物菌体及其他带负电荷粒子有极强的絮凝能力，同时因其高效无毒而备受环保工作者的青睐。这种絮凝剂的絮凝机理与有机高分子絮凝剂相同，即利用其所带电荷或基团中和颗粒表面电荷，压缩双电层，并通过高分子架桥形成网络，聚集沉降。

微生物细胞的代谢产物也可以用作絮凝剂，其主要成分是多糖。肠膜明串珠菌和牛链球菌以蔗糖为碳源时积累的葡聚糖，唾液链球菌以蔗糖为碳源积累的果聚糖等都可用作絮凝剂。藻类细胞中的储藏物蓝藻淀粉、绿藻淀粉、褐藻淀粉等也可用作絮凝剂。

微生物细胞也可以直接用作絮凝剂，虽然从宏观上讲细菌细胞表面是带负电的，但利用不同种微生物表面间的细微成分及结构差别可能导致絮凝。这大概就是不同种微生物间絮凝的重要机理之一。在微生物絮凝剂中，pH 常决定细胞表面正负电荷的比例，是絮凝效果好坏的关键因素。

微生物絮凝剂不但可以絮凝微生物，在其他废液的处理中也正在或即将发挥巨大作用。但目前微生物絮凝剂的应用还大多处于菌种的筛选阶段，有较大的盲目性，而且微生物絮凝剂的成本还很高，无法适应工业化生产的需要。因此，应对其做进一步的研究，使之向着实用化的方向发展。

由此可见，凝聚剂沉淀法是利用化学手段消除赤潮的又一重要途径。该法对赤潮生物密集时极有效，作用时间短；利于赤潮生物回收，对非赤潮生物的影响也较直接灭杀法小；同时还可消除水体其他悬浮物，净化水质。但仍存在一些缺点，如铁盐是赤潮生物繁殖的促进物质，铝盐等也有一定的污染性。另外，成本问题也是该方法推广应用的一个障碍。鉴于此，利用天然矿物质治理赤潮成为目前发展的又一趋势。

3. 天然矿物絮凝法

日本是研究应用天然矿物治理赤潮的主要国家。其天然矿物以粘土矿物为主，其他矿物为辅。

(1) 粘土矿物类

粘土矿物是大地土壤的基本单元，早在 70 年代就有人开发利用粘土，使之成为鱼类的饵料，并作为一种天然吸附剂被广为研究。由于具有来源丰富、成本低、无污染等特点，粘土矿物被认为是一种治理赤潮的天然凝聚剂，在国际上受到高度重视，因而从实验室到养殖场，乃至天然海域均做了大量的实验研究。关于粘土溶液浓度与其对有害赤潮生物去除效应间的关系如表 8-23 所示。

最早开展粘土矿物对藻类凝聚作用研究的是日本的小岛祯男(1961)，其目的是消除储水池中产生的大量浮游植物。他在实验中，将粘土矿物作为“增重剂”与硫酸铝土混合，使藻类去除率由单纯硫酸铝土时的 82% 上升至 97%。此后该结果被应用于海水条件下的藻类凝聚试验。凝聚剂只有粘土组成。虽然用粘土矿物治理赤潮在成本、对环境和非赤潮生物影响等方面远远优于前述几种方法，但因其溶胶性质差，迅速凝聚、沉淀赤潮生物能力低，量少时难以完全消除赤潮生物，所以在实际应用时必须大量撒播粘土，由此给大面积治理赤潮带来了原料量和淤渣量过大的问题。粘土矿物的絮凝能力与其种类、结构和表面性质等因素有关，其中蒙脱石的凝聚作用最强。其去除率高低与粘土

表 8-23　粘土溶液浓度与有害赤潮生物去除效果间的关系

赤潮生物种	蒙脱土的浓度及效果
Cochlodinium'78 Yatsushiro type	赤潮区粘土溶液浓度为 110～400 g/m^2 时(深度 1 m)可达到显著效果,对渔业的损害可以控制
Chattonella marina (Kagoshima Bay)	在致死范围内(500 cells/mL/kg 鱼类),(1 300～2 200)$\times 10^{-6}$的粘土溶液浓度可阻止对渔业的损害。
Chattonella antiqua (Harima Nada)	在致死范围内(500 cells/mL/kg 鱼类),(6 000～13 000)$\times 10^{-6}$的粘土溶液浓度可阻止对渔业的损害。只有当撒播的粘土浓度为 Kagoshima 湾的 3.3～6 倍时才能看出粘土的效果
Noctiluca miliaris	撒播蒙脱土是有效的
Mesodinium rubrum	显微镜下,7 500$\times 10^{-6}$时 100%的细胞在 5 min 后解体
Prorocentrum sigmoides	在聚乙烯桶中(10 L),2 000$\times 10^{-6}$浓度下,10 min 后无自由生活的细胞;50 min 后,90%的细胞被去除
Leptocylindrus danicus	在赤潮发生区,90 g/m^2 的浓度无影响
Ceratium fusus	在聚乙烯桶和赤潮发生区中,2 000$\times 10^{-6}$的浓度均无影响
Protogonyaulax catenella	显微镜下,7 500$\times 10^{-6}$时,89.3%的细胞停止运动(5 min 后)
Gymnodinium '65 *type* (G. nagasakiense)	显微镜下,7 500$\times 10^{-6}$时,88.9%的细胞停止运动(5 min 后)
Olisthodiscus sp (Heterosigma akashiwo)	显微镜下,7 500$\times 10^{-6}$时,100%的细胞停止运动(5 min 后)
Prorocentrum micans	5 min 后形态发生改变
Pro. triestirum	显微镜下,7 500$\times 10^{-6}$时,100%的细胞停止运动(5 min 后)
Gyrodinium instriatun	显微镜下,7 500$\times 10^{-6}$时,78.7%的细胞形态发生改变(5 min 后)
Scrippsiella trochoidea	显微镜下,7 500$\times 10^{-6}$时,100%的细胞停止运动

(Fish. Exp. Station, Kagoshima Pref., 1982)

溶液能否和赤潮生物形成“絮状物”及形成“絮状物”的大小有关,通常,悬浮粒子表面电荷愈多,形成“絮状物”愈大,去除率愈高。根据这些实验室结果,80年代初日本在鹿儿岛实验场进行了大规模的现场实验,取得了满意的结果。

针对该不足,大须贺龟丸(1983)提出,用适量盐酸处理后的粘土可显著提高其去除效率,认为这是因为用盐酸处理后的粘土粒子有较高的铝离子置换容量和较大的比表面积,从而提高了对赤潮生物的灭杀能力和凝聚作用。丸山俊朗也提出了类似的观点,认为所有无机酸均有上述作用,其中以硫酸最经

济;并指出处理后的粘土物质不仅提高了灭杀和凝聚赤潮生物的能力、减少了撒播后的淤渣,而且能抑制磷从底泥中溶出,降低了水域营养盐的浓度,净化了水体。所以,不仅能治理赤潮,而且还有助于防止赤潮的发生。

我国是从80年代末90年代初开始进行粘土矿物治理赤潮方面的研究。陈慈美等(1989)曾以实验室模拟探讨了蒙脱石—$Ca(OH)_2$对河口区赤潮的抑制效应及机制,结果表明,适量蒙脱石—$Ca(OH)_2$对抑制浮游藻种爆发性增殖可取得较明显效应,认为其原因主要是对介质营养盐有明显的竞争、去除效应,并通过增大浊度影响光照强度,从而在某种程度上抑制藻类的光合作用,还可改变生物生长的环境条件,如pH、浊度等。

俞志明等(1994)首次将胶体化学理论应用于粘土颗粒与赤潮生物细胞的相互作用,建立了以范德华作用和静电作用为主的粘土颗粒絮凝赤潮生物的理论模型,开创了我国赤潮化学治理的新方向,填补了国际上该领域研究的空白。模型认为,改变粘土颗粒的表面性质是提高其去除赤潮生物能力的重要途径,在粘土体系中引入大分子可以促进粘土与赤潮生物间的絮凝作用;其增加幅度与大分子的性质有关,大分子的吸附能力越强、正电荷数越多,促进作用也越强。该模型的理论模拟曲线如图8-25所示。模型同时提出在粘土中

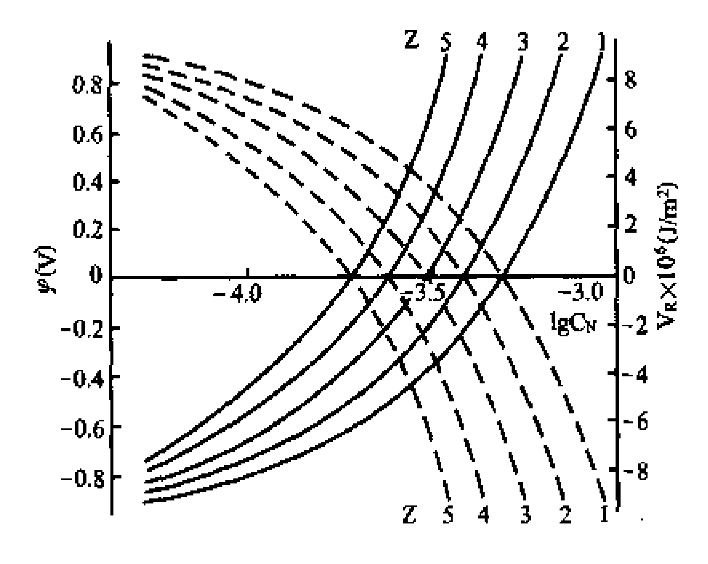


图8-25 大分子的浓度对粘土表面电位φ(实线)和粘土颗粒—赤潮生物静电相互作用VR(虚线)的影响的理论模拟曲线(俞志明等,1994)

引入PACS(聚羟基氯化铝)的改性方法。结果表明,随着PACS/粘土比的增大,粘土颗粒表面的负电性逐渐降低,直至产生正电性表面。粘土颗粒表面这种电性变化改变了粘土颗粒与藻细胞两者间的原来的静电排斥作用,大大增加了粘土颗粒与生物细胞间的絮凝作用,提高了粘土去除赤潮生物的能力。

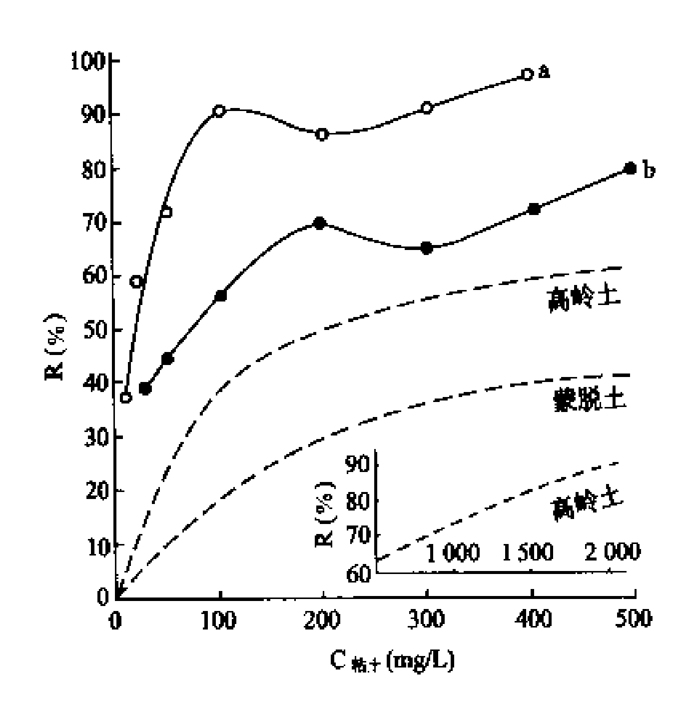


图 8-26 PACS 对粘土矿物絮凝微型原甲藻的促进作用

a. 高岭土 + PACS(6 mg/L)；b. 蒙脱土 + PACS(6 mg/L)。

虚线为未加 PACS；20℃。(俞志明等，1994)

例如在粘土用量为 0.1 g/L 时，改性后的高岭土对微型原甲藻的去除率由原来的 39% 上升至 91%，蒙脱土则由 18% 升至 56%；去除率达 90% 以上所需的高岭土用量由原来的 2 g/L 降至 0.1 g/L，去除效率提高近 20 倍(图 8-26)。加入 PACS 除了改变粘土与赤潮生物间的静电作用外，由于 PACS 大分子量、长分子链的特点，它还可在粘土颗粒与生物细胞间形成"桥联作用"，增强粘土与赤潮生物间的范德华作用。两种作用的综合导致该体系较高的絮凝能力和较快的沉降速率（俞志明等，1995)，是一种治理赤潮的高效粘土体系。该项研究成果的现场实验表明，优化后的改性粘土体系对虾池混合赤潮藻的总去除率可达 91.4%；对新月菱形藻、裸甲藻、三角褐指藻等单藻去除率分别可达 95.2%、82.9%、95.1%，有效地抑制了赤潮(李全生等，1998)。

俞志明等(Yu, et al., 1994a, 1994b, 1995)在研究粘土颗粒与赤潮生物絮凝作用机制的基础上，还发现高岭土中的某些种类具有比蒙脱土更高的絮凝赤潮生物的能力(图 8-27、图8-28)，其中埃洛石(halloysite)便是其中的一种。该组分由于四面体片和八面体片的单胞尺寸不同，并且层间含有水分子层，所以其单位层内产生应变，导致弯曲，形成空心管状。因此，该高岭土具有较大的表面张力和比表面，比蒙脱土和酸改性蒙脱土的去除率都高。

在上述研究的基础上，俞志明等(1998)又利用胶体化学方法，通过 Mg^{2+}



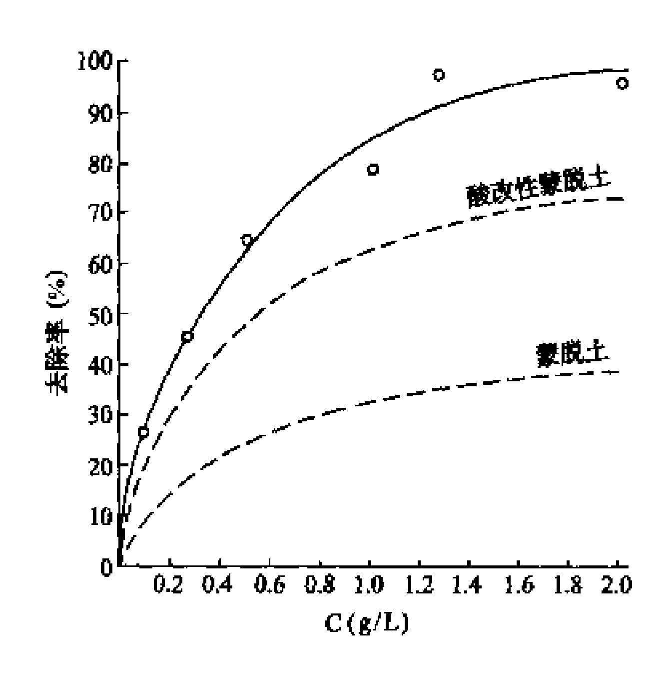


图 8－27　不同高岭土浓度对去除夜光藻百分率的影响及蒙脱土体系、酸改性蒙脱土体系的比较 pH＝8.2，20℃（俞志明等，1994）

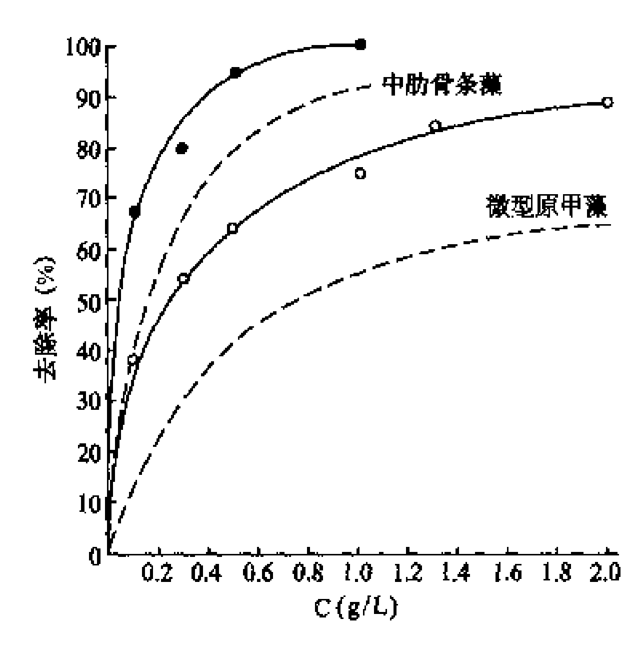


图 8－28　不同高岭土浓度对去除中肋骨条藻和微型原甲藻的影响，及与蒙脱土体系的比较 pH＝8.2，20℃（俞志明等，1994）

插入反应，制备出阳离子蒙脱土。即在粘土颗粒表面形成一层 $Al(OH)_3$ 之后，Mg^{2+} 插入其晶格中，导致正电性表面。该表面改性与 pH、温度和 Mg^{2+} 浓度有关：低温不利于 Mg^{2+} 插入；但高温或 Mg^{2+} 浓度过高则不利于晶体生长。在实验条件下，较好的制备阳离子蒙脱土的温度是 70℃，其相应的镁离

子浓度为 2 mol/L。此时，蒙脱土经改性后其表面电位可由原来的 −27.44 mV 转变为 24.5 mV(图 8−29)。改性后的蒙脱土较改性前其絮凝能力有较大的提高。其对赤潮异弯藻的去除率由原样 1 g/L 时的 33.2%上升至改性后的 87.7%，提高了近 2 倍(图 8−30)。

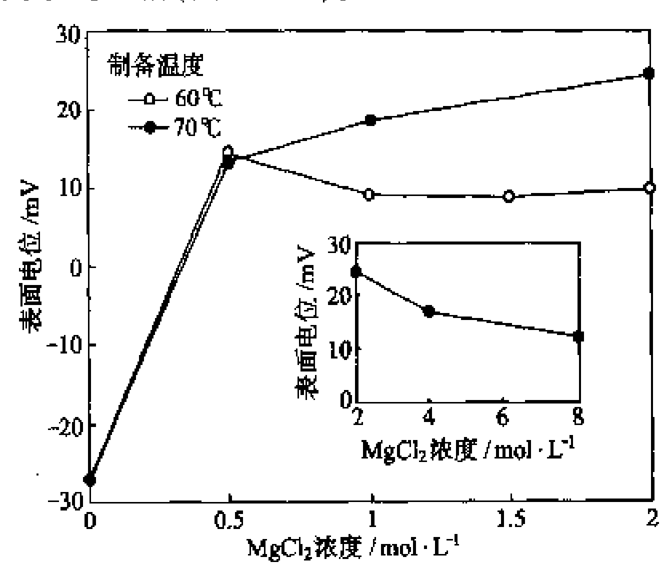


图 8−29 制备温度和蒙脱土浓度对改性后蒙脱土颗粒表面正电性的影响

○60℃；● 70℃(俞志明等，1998)

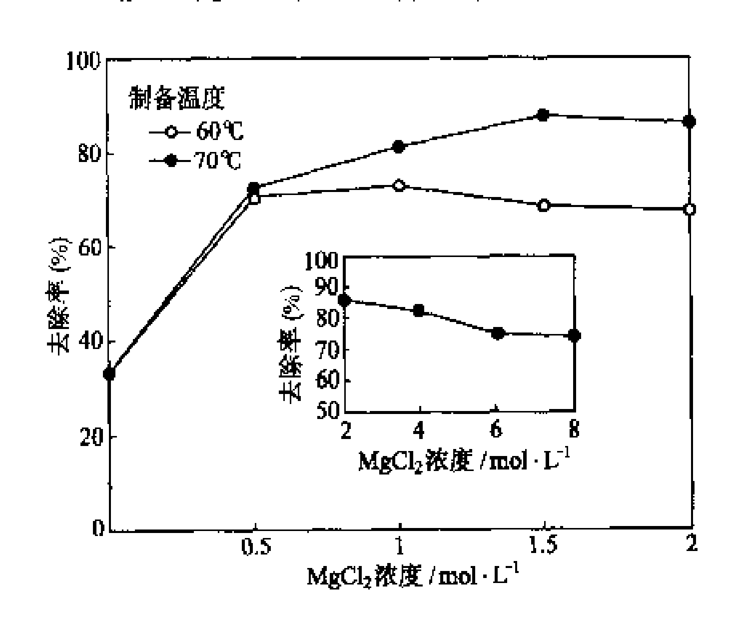


图 8−30 不同制备条件下的阳离子粘土对去除赤潮异弯藻的影响

实验条件：1 g/L 粘土；○制备温度 60℃；●制备温度 70℃(俞志明等，1998)

孙晓霞等(1999)通过表面吸附法，控制适当的比例将 MMH 吸附在粘土颗粒的表面上，从而使粘土颗粒由负电性表面变为正电性表面。研究发现，吸附了 MMH 的粘土颗粒，其静电作用、范德华作用和比表面都增大。其电镜



照片如图8-31所示。进一步的絮凝实验表明，粘土中引入MMH后，显著提高了对赤潮异弯藻（*Heterosigma akashiwo*）和新月菱形藻（*Nitzchia closterium*）的去除效率，并得出MMH和粘土的适宜配比为1/10。将去除率与改性后表面电性进行相关性分析，发现二者呈正相关，相关系数 $R=0.93$，与以前提出的理论模型一致。此外，向粘土中加入PACS或MMH后还可显著提高其絮凝速率，达到更好的絮凝效果。

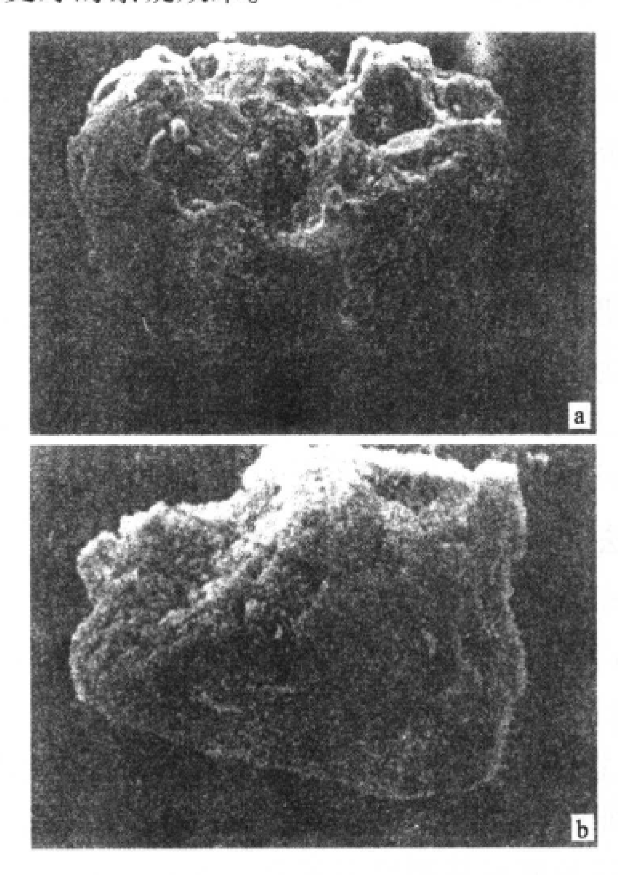


图8-31　蒙脱土原样
(a)和经MMH处理后的样品
(b)的扫描电镜照片（孙晓霞等，1999）

粘土矿物不但可以絮凝赤潮生物，还能显著抑制赤潮藻毒素的产生。俞志明等（1998）粘土矿物（halloysite）对赤潮生物 *Psuedonitzschia pungens f. multiseries* 生长和藻毒素软骨藻酸生成的影响研究。结果表明，粘土矿物对藻细胞的生长具有“互荫效应”，可导致藻细胞最大生长速率的降低，其幅度随粘土矿物浓度的增加而加大；对软骨藻酸的影响研究发现，粘土矿物可以抑制软骨藻酸的生成，在实验浓度范围内，最大抑制率可达30%以上。进一步分析认为，粘土矿物抑制软骨藻酸生成的原因可能是由于粘土矿物的存在

导致水体中营养环境的变化,以及"互荫效应"导致光合作用的降低所致。结合前文研究(Yu, et al., 1994a, 1994b, 1995; 俞志明等, 1994), 上述结果进一步说明粘土矿物不仅能够絮凝赤潮生物, 抑制赤潮的发生, 而且有助于降低某些藻毒素的生成, 是一种极有应用前景的赤潮治理方法。

总之,用粘土矿物治理赤潮是一种很有发展潜力的方法,在有关基础性研究的基础上,应进一步开发和应用这种方法。

(2) 其他矿物类

除粘土矿物外,具有类似性质的其他矿物也可用做治理赤潮的凝聚剂。例如,黑木阳等(1989)提出用硅酸或硅酸盐沉淀赤潮生物的方法,其原料主要是粒子直径为0.5~500 nm的SiO_2,但该方法去除率低,仅80%左右;为了增加其灭杀能力提高去除率,他们又提出在上述溶液中添加一定量H_2O_2的方法。另外,还有人提出以沸石和多氯化铝或硫酸铝组成的赤潮去除剂,以及以水铝石英、腐殖酸为主要成分的赤潮生物强力凝聚剂等等。但就其应用性,这些方法远不如粘土矿物治理法。作为一种补充,这些方法的提出为人们治理赤潮开阔了思路和途径。

(三) 生物方法

1. 利用微生物抑制有害藻类

可用来对付有害藻类的微生物主要包括藻类、细菌、真菌、放线菌、病毒等。其对藻细胞生长的抑制主要通过以下几种途径。

(1) 一些微生物能向环境中释放抑制藻细胞生长的物质。Honjo(1993)发现,赤潮异弯藻能产生或分泌一种多糖,强烈抑制以骨条藻为优势种的中心硅藻的增殖,而对三角原甲藻和异弯藻本身的生长则有促进作用。Ishio等(1988)在日本Hakata湾中分离出一种弧菌 *Vibrio algoinfestus*, 该菌通过分泌甲藻生长抑制剂(DGI)来抑制赤潮甲藻的生长,而且DGI对多种赤潮藻都有致死作用。与此类似, 一些真菌可以释放抗生素或抗生素类物质抑制藻类的生长, 如青霉菌分泌的青霉素对藻类有很强的毒性, 当浓度达0.02 μL/mL就足以抑制组囊藻 *Anacystis nidulans* 的生长;另据报道放线菌分泌的一些抗生素(如链霉素等)也可应用于有害藻类的生物防治技术上。

(2) 通过藻菌直接接触而溶解藻细胞, 其中报道较多的是粘细菌对蓝藻的溶解。例如,从日本东部濑户内海分离的粘细菌 *Cytophage* sp.,不但能杀死包括硅藻、甲藻和针胞藻在内的各种藻类,而且在贫营养水体中生长良好,所以可用来抑制赤潮藻的增殖。另外,一些真菌也可寄生于某些藻类之中,具有溶藻的作用。van Donk 和 Ringelberg(1983)在冬季及早春的硅藻水华中发

现，有壶菌寄生，其中壶菌 *Zygorhizidium planktonicum* 对美丽星杆藻（*Asterionella formosa*）有很强的寄生溶藻效果，在合适的环境条件下，可使该藻的生长受到强烈抑制，导致水华迅速消失。日本九州大学的石尾教授在日本的博多湾、有明海等处的底泥中发现了一种能杀死赤潮生物的弧菌，并称之为“弧菌性藻侵染物”，长约 2.2 μm、宽约 0.7 μm。石尾将这种微生物水溶液撒进内湾赤潮中，发现$(62.5\sim125)\times10^{-9}$的浓度，即有杀死赤潮生物的能力。现正在研究既不伤害鱼类，又能预防赤潮的应用。此外，目前关于病毒溶藻的情况也有不少报道，并认为病毒或病毒类粒子（VLPs）通过溶解藻细胞导致微藻群落的消亡，是海洋生态潜在的重要调节因子（Proctor et al.，1990）。日本最近所发现的一种能破坏赤潮生物的病毒被认为将来有可能成为抑制赤潮生物的“农药”。

（3）通过菌类与藻类竞争有限的营养物质而抑制赤潮藻的生长。有人试验在养殖池内投放光合细菌进行繁殖，消耗水中的营养盐类，进而控制虾池水体的富营养化，达到防止赤潮发生的目的。

为了解海洋细菌与有害赤潮藻间的相互作用，李福东等从 1995 年开始着重研究细菌在锥状亚历山大藻生长和产毒中的作用，已经分离塔码亚历山大藻不同生长时间的细菌，筛选出对塔码亚历山大藻生长具有影响作用的菌株。研究发现，未经抗生素处理的藻株中，其生长率为 AT103、HK 高于 AT102、4308 藻株，经抗生素处理的藻株中，AX02、AX03 的生长率高于 AXHK，4308 藻株经过抗生素处理，得到藻株 AXA、AZ6、AA2，其中 AXA 含有一种细菌，AZ6 含两种细菌，AA2 中只有真菌，AZ6 和 AA2 的生长率大于 AA2，表明塔码亚历山大藻的生长与培养液中的菌群结构有很大的关系（李福东，邹景忠等，1999）。

2. 利用浮游动物摄食赤潮藻

大多数赤潮生物如硅藻和甲藻等，通常是浮游动物的直接饵料，也是其他海洋动物直接或间接的食物。因此，可根据生态系统中食物链的关系，引人摄食赤潮生物的其他动物，如某些枝角类、桡足类浮游动物、微型浮游动物及纤毛虫等以达到消灭赤潮生物的目的。Watras(1985)曾指出，决定赤潮的产生、规模、持续时间的一个必不可少的因素是海洋生态系统的营养结构，动物的摄食量如果接近或超过赤潮生物的生长量，即使环境很有利于赤潮生长，也不会产生赤潮。可见浮游动物的摄食压力在赤潮消长过程中有一定的影响，这一原理可以对赤潮的防治提供某些启示。孙雷等(1993)进行了桡足类刺尾纺锤水蚤（*Acartia spinicauda*）对海洋原甲藻摄食的研究，结果表明，摄食率随着

饵料密度增高而增大，在水温20℃时，最大摄食潜力约为33 000 cells/d，夜间摄食力显著大于白昼。混合饵料实验中，刺尾纺锤水蚤表现出较强的择食倾向。由实验结果推导出的摄食经验公式为

$$I = 33\ 000(1 - e^{-0.4x^2})$$

江天久等(1994)进行了广东深圳大鹏湾的桡足类腹刺纺锤水蚤对链状亚历山大藻摄食的研究，实验结果与孙雷的基本相似，摄食率随饵料浓度的增大而增大，而当达到最大值后，饵料浓度继续增加，摄食率反而下降。温度为15℃、20℃、25℃时，最大摄食率亦随温度增高而增大，且温度高时在低饵料浓度下即可达到最大摄食率。链状亚历山大藻虽能发光，但影响腹刺纺锤水蚤摄食的主要是光照的长短。在由链状亚历山大藻和亚心形扁藻组成的混合饵料中，腹刺纺锤水蚤偏食后者，它对二者的理论摄食模型为 $y = 12\ 707.68 - 2.907\ 3x + 0.000\ 180\ 55x^2 (r = 0.998\ 9)$。式中，$y$ 为对链状亚历山大藻的摄食率；x 为亚心形扁藻的浓度。

此外，有人报道在养殖池内投放以单细胞藻类和悬浮有机物为食的沙蚕、卤虫等，可以净化水质和底质，防止赤潮发生。

3. 利用海洋滤食性动物去除赤潮生物

日本 Satoshi takeda 等(1994)曾做过实验，在赤潮发生的水体中放入滤食性动物 *Mytilus edulis galloprovincialis L.*，结果发现这种贻贝体内能有效地保留大于4 μm的食物颗粒，且颗粒在体内滞留的速率随着浮游植物浓度的增长而增大 ($10^5 \sim 5 \times 10^6$ cell/mL)；这个浓度与赤潮发生时浮游植物的浓度相当。因此，通过贻贝的滞留，赤潮水体中的浮游植物能迅速地被去除；而且贻贝所排泄出来的粪便能迅速地沉积在海底，其粪便中含有大量未被贻贝吸收的有机物质，可以被一种底栖动物如海参 *Stichopus japonicus* 所利用。所以，赤潮水体中所聚集的一定种类的浮游植物可以成为滤食性动物和底栖动物的食物，被它们迅速地去除。德国也试验在赤潮多发区养殖贻贝消除赤潮生物，发现每只6～8 cm的贻贝每天可过滤海水56 L，能取得一举两得的作用。还有使用对赤潮生物摄食率较高的其他双壳贝类，如牡蛎、扇贝、文蛤、蛤蜊等。但是，这种方法只限于治理无毒的浮游生物所引起的赤潮。因为有毒赤潮生物的毒素一方面会在贝类体内积累，人食用后会危害人体；另一方面，贝类本身也可能因为毒素的存在而死亡。

用生物方法治理赤潮具有化学和物理方法不具备的优点，生物方法具有较高的选择性，不会对非赤潮生物产生影响，也不存在污染问题，而且方法简单，适合于养殖区、赤潮多发区和高发区的赤潮防治，是一种极有前景的防

治方法。但在实验研究中发现还存在许多目前难以解决的问题，有待于进一步研究。

综上所述可以看出，尽管赤潮防治的方法很多，但都存在着一定的缺点，目前绝大部分还难以真正地推广应用。相比较而言，化学方法是目前使用最广的一种方法，而其中的粘土矿物絮凝法应用前景比较广阔。生物防治特别是藻菌关系的研究是近几年研究的热点问题，它具有其他方法不可比拟的优点，应继续对其进行深入研究，使赤潮的生物防治成为现实。此外，还应加强防治方面的基础研究，了解各方法的作用机理，为进一步的应用奠定基础。

第九章 21世纪海洋环境科学发展趋势[①]

海洋环境科学是一门新兴的、应用性很强的科学。其产生本身就开始打破了原本某些学科"封闭"研究的状态,改变了经典性学科所形成的学科分化式研究为主的"学科导向性"研究的模式,率先走上以"问题导向性"的研究道路。也就是科学研究的发展动力是以社会需求为主,而以学科发展为辅。

21世纪海洋环境科学的发展将会使当前仍呈较离散性各分支学科的研究,从整体上进入更高层次,其学科发展的"问题导向性"会更趋明显。这里所说的"问题"就是海洋环境与发展问题中的重要科学问题。国际和国内实施的一系列大型研究计划,如"国际地圈与生物圈研究计划(IGBP)"中的"海岸带陆海相互作用研究(LOICZ)"和"全球海洋通量研究(JGOFS)"、"全球海洋环境污染调查监测计划(GIPME)"、"全球海洋观测系统(GOOS)"、"全球海洋生态系统动力学(GLOBEC)",以及近期启动

① 本章作者:邹景忠、吴景阳、俞志明、于仁诚、周成旭。



的“全球有害赤潮生态学与海洋学(GEOHAB)”和“渤海碧海行动计划”等，将都是根据有关的科学问题提出，并以解决这些科学问题为目标，组织多学科、跨学科的综合研究。与此同时，对于各分支学科基础理论和技术方法研究的创新性实际上有更高的要求。以下仅就五大研究领域对 21 世纪海洋环境科学发展的趋势，做一展望。

第一节　海洋环境质量动态监测新体系的建设

环境质量变化研究的支柱是监测、实验和信息系统，而沿岸和海上长期定位的环境、生态监测和实验系统的建立则是重要的研究基础。尽管近 30 年来，世界各国及我国都在建立海洋环境监测体系上做了许多工作，取得了不少进展。然而，随着研究工作的逐步深入，人们也更进一步认识到海洋环境质量动态监测的重要性和复杂性，建立和完善一个能真实反映海洋环境质量动态的监测体系仍然是 21 世纪海洋环境科学研究的主要任务之一。新体系的建立和完善有赖于以下研究及技术领域的进展。

一、海洋环境质量监测指标体系的建设

海洋环境是多种介质相互作用的复杂体系，20 世纪 70 年代起人们就开始认识到为评价海洋环境的质量状况、预测其变化趋势仅依据海水中少数污染物指标是远不够的，其后的 20 多年中一直在探索新的指标和指标体系，特别是在沉积物环境基准值及生物监测指标研究方面投入了很大力量。至今虽然已取得一些重要成果，提出若干有应用前景的指标体系和方法，但离制定出公认合理又广泛适用的评价环境质量的指标体系的目标仍有相当距离。存在的问题和困难源于人们对各种海洋环境参数的实际环境效应与生物、生态效应的认知程度尚很不足，以及在获取某些重要参数或指标的技术上还有不少难题。因此，人们进一步认识到建立和完善监测海洋环境质量动态变化的指标体系的任务，实际上与海洋环境地球化学、海洋生物地球化学、海洋污染生态学和生态毒理学等基础性和应用基础性研究的进展密切相关。因此，监测和评价海洋环境质量的指标体系的研究与海洋环境科学基础性研究更密切的结合、相互促进将是 21 世纪环境科学研究的趋势。

此外，当前环境质量的评价仍主要以介质中污染物的浓度来衡量，对海洋环境本身的属性及与污染物相互作用的效应研究得很少。只能依靠水动力的资料推测有害物质的迁移扩散能力，而这对于满足海洋环境的健康是否能持续发展的诊断目标是很不够的，因此，21 世纪需要开发海洋不同介质、不同海

域中基于海洋环境自然属性的具有潜在危害特点的指标体系，以便于作为海洋环境区划，海洋环境质量预测及排海总量和排海方式等环保管理，提供更科学的依据。

二、海洋环境监测新技术的开发和应用

现有海洋环境监测技术大多采用传统海洋调查的采样方法和分析测定技术，虽然船上的观测仍将是今后较长时间内主要的海洋环境监测的手段，但这种单一而烦琐的采样、处理和分析测试手段已无法获取足够准确的不同时空尺度上海洋环境质量及变化过程的信息。例如，污染物的化学分析一般都经过“采样、转移、储存、运输、萃取、富集及实验测定”等过程，这一过程不仅延长了监测分析的时限、消耗了大量人力物力，而且增加了人为误差和玷污的来源。因此，近年来新的采样和分析方法已在不断出现以满足各种过程监测的需要。例如，加拿大、美国及澳大利亚等国已推出了一些海水微量物质现场自动过滤萃取采样器。其原理是当采样器放入被测海水后，能够自动浓缩、萃取海水中的被测物质在“萃取柱”或“过滤器”上，可直接对所得萃取物进行实验室测定。其中一种半透膜装置，可用来模拟生物监测海洋有机污染物。该技术利用化学膜扩散原理，将一高纯度的类脂类物质密封于一半透膜袋中组成半透膜装置，当装置放入被监测的体系中后，体系中的有机污染物因亲脂性按简单的动力学模式经扩散被富集于装置，这一过程有类似于生物对污染物的吸收过程。并且具有时间累加性的效果，因此这类技术不仅可作为一种先进的监测方法，而且可作为一种研究手段，研究有机污染物在不同界面的分布行为。监测的结果也能更直接地反映出污染物对生物的效应。21 世纪这类自动萃取采样技术、探头技术、生物传感技术及遥感遥测等新技术将逐步成为环境监测技术的主体，并与常规检测手段相结合，形成适用于不同时空尺度和层次的海洋环境监测体系。

三、海洋环境与生态保护信息系统的建设

海洋环境研究计划是以解决环境的科学问题为核心，不仅要组织多学科综合研究，在研究时间尺度上要联系过去，查明现状，更强调预测未来。在过程研究中既要抓好微观深入，又要注重与宏观研究相结合。由于对各种观测、探测、实验等多学科资料的依赖，海洋环境与生态信息资料及其快速传递将成为海洋环境保护研究工作必要的支撑。

可以预见，类似网络地理信息的系统，在海洋环境科学研究中将得到广泛



的应用。建立一个强大的数据库,可动态地存储大量关联性的数据,并使数据资源得以共享的高技术体系势在必行。

此外,为了获取高质量、高准确度监测数据,一个高水平、科技力量雄厚的监测中心及一个有严密管理、规范化的监测网络体系是必不可少的。

第二节　海洋环境化学研究的发展方向

海洋环境化学的主要任务是研究污染物在环境介质中的存在、化学行为及其环境生态效应,探讨缓解或消除其危害或影响的途径和方法。由于污染物种类、数量和效应随人类社会的发展而发生很大变化,人们对海洋环境的认识和环境质量的要求也有不同标准,从而对海洋环境化学研究也有不同的要求。首先,影响海洋环境质量的重要地球化学过程的研究将是海洋环境化学研究的主要内容,其中包括具有时代色彩的污染物质在海洋环境中的存在形态、迁移转化规律。另外,随着人类对环境质量的进一步要求,一些新技术、新方法的应用,开辟和发展海洋环境化学一些新研究内容和领域也是发展的重要方向。

一、海洋环境分析化学方面的研究

海洋环境分析检测是环境污染的先行军,也是进行环境化学研究最基本而不可缺少的手段。在某种程度上讲,海洋环境分析化学方面的进展对发展海洋环境化学、海洋环境科学是至关重要的。由于环境分析结果是评估环境质量的重要依据,所以分析方法的统一性、实验数据的可比性、标准物质的一致性、检测技术的先进性是该领域的重要发展方向。目前尽管我国已经对一些污染物制定了监测规范,也研制出一定量的环境标准参考物质,但有些尚没有与国际接轨,环境标准参考物质在品种和数量上还不能满足需要,特别是一些新的有机污染物和形态分析定值的环境标准参考物质需要进一步深入研究。

在采样技术和分析测试技术方面,我国与国际上同类工作有一定的差距。新技术、新概念、新方法的引入是该方面研究的又一发展方向。特别是结合海洋环境化学变化反应过程的特点,在化合物种类微量和痕量检测、形态状态分析和现场动态分析测试等方面将有较大发展。

二、污染物物源及在海洋中行为的定量研究

该方面研究一直是海洋环境化学的重要内容,是现场调查、环境质量分析

的重要内容和依据。在今后的研究中将着重针对污染物,特别是非保守污染物(包括氮、磷等)通过点源、面源及大气输入海洋的过程和通量;研究某些特别污染物(如化肥、农药及合成有机化合物等)在海水中迁移转化的化学和生物化学过程的机理和动力学,从而了解污染物在海洋环境中的化学和生物化学自净过程及环境容量,为控制污染、保护海洋环境提供科学依据。

另外,界面行为是海洋环境中污染物迁移、转化的又一特征过程。所以,进一步研究某些污染物在水和沉积物、水和生物等界面交换分配过程和动力学是海洋环境化学的又一发展方向。尽管目前对某些重金属在沉积物中与水界面的交换已可以用固定常数的溶出和吸附模式计算,非极性有机化合物则可用沉积物中有机碳含量通过分配系数计算,但对于极性有机化合物、部分金属化合物及许多非保守性污染物则尚待以后的进一步研究。

三、海洋污染生态化学方面的研究

海洋污染生态化学是海洋环境化学的一个新生分支学科,旨在研究和解决由于环境化学物质(污染物)而引起的生态效应方面问题。通常从两方面入手,一是从出现的环境或生态与环境中的实际问题出发,来探讨污染物在生态与环境中的化学行为与生态效应。换言之,从宏观上研究这些化学物质在维持、破坏和挽救、恢复生态平衡中的基本化学反应过程。另一种是从微观上研究这些化合物与生物体相互作用机制。前者将着重研究污染物的生物地球化学循环;后者则偏重于化合物的生态化学研究、生态效应机制与生物功能影响。另外,从分子水平上研究污染物的基本结构特征与性质之间的关系——特别是其污染性质,即构效关系研究也将成为海洋污染生态化学方面的重要基础研究。

四、污染控制和预防方面的研究

海洋环境化学的重要任务和最终目的是控制污染、消除危害,所以运用海洋环境化学方面原理、方法和手段控制和预防海洋污染将是21世纪海洋环境化学的重要发展方向。由于人类活动是目前海洋环境污染的重要原因,所以进一步研究人类活动与海洋环境污染的关系、探讨人为因素及污染物对海水化学组成与海洋生物及生态平衡过程影响的机制、了解人为导致的水质变化和底质变化,以及可能在不同空间和时间尺度上产生的后果和生态环境受损的表征方法、预测等将是未来研究的重要内容。其中水体富营养化及赤潮生消过程、危害程度与海洋化学环境的动力学定量关系是目前迫切需要解决的

问题,将对近海海洋环境化学研究有重要的现实意义。

第三节 海洋环境生物学研究的发展方向

近年来,随着人们对海洋环境问题和海洋生态系统认识的逐渐深入,对海洋环境生物学的研究在宏观上将越来越强调与生态学的结合,研究重点由现象研究转向过程与机制研究;在微观上更加强调与分子生物学、生物化学及遗传学的结合,重点研究在人类活动影响与全球变化前提下,生物在分子、细胞水平上所表现出的变化及与生物生态效应的关系。同时,环境生物学技术,包括生物监测技术与生物、生态治理与修复技术也将成重要的研究方向。

一、环境生物学基础研究

(一) 人为活动影响下的海洋生态系统动态变化过程与健康度研究

尽管环境生物学和生态学存在内在的和必然的联系,但在实际的科学研究中,环境科学家和生态学家的合作还存在差距。以往环境生物学的研究更多地注重环境污染对人类健康(如生物残毒研究)和经济海洋动植物(如各种毒性实验)的危害,较少从群落和生态系统层次上研究人类活动对海洋生态系统的影响,而生态学家虽然以海洋生态系统作为研究对象,但他们更注重生态系统的内在驱动因素,以及人类活动影响以外的其他环境因素在生态系统演变中的作用。随着人类活动影响能力的进一步增加,已经不可能脱离人类活动的影响而研究海洋生态系统。人类活动所造成的温室效应、酸雨和臭氧层空洞等环境问题都已经成为全球性问题,它们对海洋生态系统及其动态变化过程的影响作用应当受到重视。以臭氧层空洞为例,臭氧层破坏能够造成紫外线辐射强度的增加,而紫外线辐射强度的增加会造成对海洋生物的损伤,使浮游植物光合作用降低,海洋动物幼体畸变率上升,从而影响到海洋生态系统的动态变化过程。同时,人为活动影响下海洋生态系统的变化过程及其评价问题,也不是环境科学家能够独立解决的,因为生态系统的变化还受到其他因素的影响。因此,环境科学家和生态学家深入合作,通过现场实验、模拟实验和生态模型等研究手段,从群落和生态系统层次上揭示人类活动的影响,是21世纪环境生物学的一项重要研究内容。

此外,海洋生态系统健康度评价也是重要的研究方向,筛选和利用生物分子、生化、细胞、组织、器官、个体、种群、群落等特征参数评价特定海域生态系统的健康状况,这对于海洋环境、资源和海洋生态系统的保护和管理非常重

要。

(二) 生物多样性及自然保护

在过去几十年里,生物多样性逐渐发展成为一个相对独立的研究方向。生物多样性包括物种多样性、遗传多样性、生态系统多样性及景观多样性等等。但是,由于人类活动的直接和间接影响,包括环境污染,以及资源的过度开发利用等问题,地球上的生物物种正在逐渐减少。而人类的农业和渔业活动,造成了在一定区域内个别物种的绝对优势度,也降低了遗传多样性。工农业发展和资源开发过程中造成的生境破坏导致了生态系统多样性和景观多样性的下降。因此,如何保护生物多样性成为可持续发展研究的一个重要方向。尽管在过去的几十年里,生物多样性研究取得了一定的成果,但是在可预见的将来,生物多样性,以及与生物多样性有关的海洋珍惜动植物、典型海洋生态系统的保护,仍然是一项重要而艰巨的任务。

(三) 污染物的生物生态效应研究

由于人类生产和使用的化合物种类和数量都在不断增加,所以,对进入海洋环境的污染物的生物、生态效应研究在过去、现在和未来都将是环境生物学重要的研究方向。但与以往相比,将更加重视海洋环境中长时间、低浓度存在的污染物的生物生态效应,以及多种污染物共存对海洋生物和生态系统的影响。通过与分子生物学、生物化学、遗传学、生理学等学科相结合,揭示污染物的作用机制,并将污染物作用机制与其他生物生态效应结合起来。此外,污染物生物生态效应研究的方法和技术,如毒性测试标准生物的筛选和实验方法的完善;海洋环境质量与海洋生态系统健康状况的评价方法,各种预测方法(如 QSAR 方法)在新化合物毒性效应预测中的应用等,也是重要的研究内容。与此同时,应当加强对于进入海洋环境中的新型污染物的生物生态效应研究,如 80 年代重点研究的有机锡防污涂料,以及近年来所强调的能够影响生物内分泌的污染物。

二、环境生物学技术研究

随着人们对环境问题的日益重视,生物、化学、电子、计算机等领域各种新技术、新方法开始逐渐应用到环境保护工作之中,而生物技术,包括微生物技术、基因工程技术、细胞培养技术、固定化酶技术等等在环境科学中的应用逐渐导致了一个新领域的产生,即环境生物学技术研究。

(一) 环境生物监测技术

由于海洋环境的巨大稀释能力,使得长期低浓度存在于海洋中的污染物、

以及缓慢变化的海洋环境所造成的宏观生物生态效应很难在短时间内表现出来，但是，这种变化可能在生物的生化、分子或细胞水平上引起变化，如何识别这些变化，并通过这些变化分析可能造成的宏观生物生态效应，是环境生物监测技术的研究重点。在这一方面已经进行过一些尝试，即90年代初提出的生物标志物研究。但到目前为止，还只有少数生物标志物可以用在自然环境的监测中，进一步的应用还需要相关研究的深入开展。此外，生物传感器技术是另外一类很有前景的生物监测技术。它利用微生物传感器、免疫传感器等对环境中存在的有毒污染物或环境质量状况等进行监测，具有高选择性、高灵敏度、反应快、价格合理、易于操作等优点，与以往化学分析和生物评价方法相比，具有其独特的优点。

（二）退化环境的生物、生态治理与修复技术

由于人类对海洋的粗放性甚至破坏性的开发和利用，在一些海域，尤其是沿海地区的海洋环境出现功能退化现象，有的甚至被完全破坏，出现无生物区。因此，如何通过生物途径减少和消除进入海洋环境的污染物，恢复生态系统功能，是环境生物学研究的另一重要方向。在这一方面，以往也进行过大量的研究，如活性污泥污水处理技术，通过微生物筛选或基因工程技术构建生物工程菌进行石油烃降解，通过藻类培养或藻粉吸附去除重金属等，但多数方法还只限于小规模实验阶段。通过各种生物技术，尤其是基因工程技术，建立生物治理方法以消除进入海洋环境的重金属、石油烃及各种有毒化合物是未来研究的重点方向之一。同时也应当看到，针对退化海洋环境的修复工作现在刚刚开始受到重视，在这一方面还缺乏相应的理论支持和实践经验，毫无疑问，这是环境生物学家必须解决的重要问题。

第四节　赤潮科学研究的发展方向

经过近20多年的努力，赤潮问题在中国乃至世界科学界以及社会上引起了广泛的重视，对特殊赤潮种的生物学、生态学、环境相关性等方面的研究都取得了丰硕的成果，但是，针对特殊生物种或是针对某种生境中的赤潮问题都存在众多的关键性问题尚待解决，将赤潮问题理论研究转化为环境控制与保护的有效技术手段尚待开发。众多的迹象表明，赤潮的发生与危害在全球范围内都是增加的，因此，21世纪的赤潮研究方向应该着重在于调整研究思维，改进研究方法，调整重点，在赤潮研究的各个领域进行定量的研究，寻找出可实际应用的关键指标，使赤潮问题的研究工作在人类生存与持续发展中真正

地发挥作用。

随着赤潮研究工作的不断发展和深入，赤潮基础研究的重点都集中在探讨特殊环境中有害赤潮种群动力学在物理、化学因素作用下的生态学与海洋学特性的变化机理，研究的最终目的是达到预防和治理赤潮。其关键问题是：赤潮种何以在特殊生物环境中发生赤潮和产生危害；有害赤潮种群动力学与环境变化是如何相关的；人类活动（富营养化）及全球性气象变化如何影响到有害赤潮的发生。在此框架下，赤潮研究需要在生物学、生态学、物理学过程、赤潮的毒素及危害、赤潮的预防和治理，以及方法学的不断改进等方面得到具体地实现。

一、有害赤潮种类的生物学研究

（一）赤潮生物种的鉴定

种类鉴定是赤潮研究中的基础工作。长期以来，中国乃至世界的藻类鉴定工作停留在生物形态学上的研究。但是，随着赤潮研究的深入，不光是有新的生物种的赤潮不断发生，而且从形态学上看来同种的生物发生赤潮的危害与否及程度都有差别，单靠形态学方面的鉴定有很大的困难。因此，急需开发更灵敏精密的新技术在赤潮生物种类鉴定中的应用，如我国目前尝试性地开展了赤潮藻类的分子生物学鉴定方法，以及应用 ELISA 和 HPLC 分析方法分析特殊赤潮藻的生物化学特性的鉴别方法。

（二）赤潮生物的生活史问题

很多有害赤潮生物种类都有很复杂的生活史过程，除了在不同的生活史过程中其形态发生变化以外，很多种在各生活史阶段中其生理学特性也发生变化。例如，从营养细胞状态变化到孢囊阶段的藻类，其环境适应能力及营养要求都发生了变化，这种生活史过程使生物能在特殊生境中较长期保存下来，待到环境适应时则萌发生长，这种过程类似于“种子”现象，但是由于现成资料的缺乏，因孢囊的萌发导致赤潮发生的现象尚待确立。有害赤潮生物的有性繁殖阶段是赤潮研究的一个重点，很多的赤潮生物的有性生活史过程尚不清楚，有性生活史的意义也不明确，由于有性生活史的出现与生活环境密切相关，实验室与野外环境的差别及野外研究有性繁殖的复杂性，使得众多赤潮生物的有性繁殖的过程和意义成了未知的领域。针对于这个领域，将来的研究重点在于探讨影响和导致有害赤潮生物有性过程的关键物理化学因子。

（三）赤潮生物的行为学与形态学问题

赤潮生物的行为方式影响其获取营养与寻求最佳生存环境。进行垂直迁

移的种类，能够从海洋各个层次迁移到营养盐丰富的水层，或者迁移到能够获得特殊营养要求的区域，游泳能力越强，则其营养和生境竞争能力越强。生物自身得自于遗传及环境适应的生存策略使这些种在生存竞争中占据有利地位。一些赤潮种能通过个体间的群集获得更大的生存和竞争能力，这些球形、链状或几丁质群集体使生物提高了抵抗外界捕食的能力，同时也更有利于生物获取环境中的微量营养元素。通常情况下，生物的这些行为特征是随着环境条件而变化的，赤潮生物个体群集明显影响到赤潮的发生几率，有害藻类的聚集行为能使赤潮生物在短时间内达到赤潮密度。而且，有些赤潮藻的形态学特征的变化影响到它的毒害的产生，如嗜鱼费斯特藻（*Pfiesteria piscicde*）的复杂的形态变化使得对它的研究工作具有很大的困难。触发浮游植物形态变化的特殊环境因子的研究成果对于研究赤潮的发生机理及寻求赤潮发生的指示性指标有巨大的作用。在实际应用上，触发生物行为变化的关键环境因子不失为一类赤潮监测的指标。

（四）赤潮生物的营养动力学研究

此项内容涉及到生物自身的营养趋向，以及外界营养环境所能提供的条件对赤潮种群动力学及毒素产生的影响。除了大多数的藻类进行自养行为以外，更有一些种类具有异养及复合营养方式，这不光在野外工作中产生很大的困难，而且，使室内工作也有相当的难度。一些种类（如鳍藻）室内培养困难、对搅动敏感或藻类的营养方式不清、有些种类甚至多种营养方式互换，都给室内营养动力学的研究带来困难，加之营养动力学研究很重要的无菌环境在室内很难达到，因此，虽然主要的自养赤潮生物种的营养动力学过程已基本清楚，但是复合营养的许多基础问题尚未阐明。我国开展了大量的营养动力学研究工作，但是相关方面的工作仍存在巨大的空白。

二、赤潮生物的环境化学研究

越来越深入的研究表明，环境中的营养盐状态（如 Si:N 比、N:P 比、有机物与无机物含量及不同存在形式的比率等）影响到水体中浮游植物的种类组成，涉及到各生物类群的营养趋向问题。环境中的营养组成特征及变化会导致各种类之间发生营养选择与竞争，从而导致种群结构的演变。例如，对于有陆源径流的海域，径流的来源影响到群落的组成，由森林而来的径流水中富含腐殖质，而农田径流水富含氮、磷等营养盐，前者促进甲藻的生长，后者促进硅藻的生长。一些种类还能利用胞外酶系统分解和利用体外氨基酸。藻类的营养环境对于有毒藻毒素的产生也有影响。特殊的区域性化学环境对藻类的生

物适应性、种群行为、毒素,以及一些次生代谢产物的产生发生影响。例如,在较封闭的海产动物养殖环境中,养殖生物代谢过程中带来的有机胺类物质较为丰富,会给水体中的浮游植物各种群带来生存压力和竞争,藻类对有机胺的不同趋避行为影响到其中的种群变化。另外,有机胺可能影响到藻类自身的代谢过程而产生利于生长的次生代谢物质。

三、赤潮与物理环境的相互作用研究

地域性的物理过程在时间和空间上影响到赤潮生物的种群动力学。这些物理过程包括上升流、潮汐、大小范围内的搅动,以及全球范围内的太阳辐射、蒸发量变化等,研究重点在于探明各个物理过程在赤潮的产生、发展与消亡过程中的作用。室内在稳定的物理环境中的相关实验结果与野外不断变化的环境中的种群变化如何结合起来是一个关键。全球气候变暖、臭氧层破坏引起紫外辐射增加对赤潮生物种群动力学影响的问题有待于深入研究。

四、赤潮的毒素及危害机理研究

多年来有关赤潮危害研究结果表明,赤潮可以通过多种方式对海洋生物和生态环境产生不利影响,但赤潮藻通过产生毒素而引起的毒害作用是最受重视的一种危害方式。目前,我国虽已建立和完善毒素的 HPLC 分析方法,并应用该方法对一种亚历山大藻产毒生理及有毒藻对扇贝、贻贝毒性影响、体内累积等进行了研究,今后随着有毒赤潮的发生频率增多和危害加重,更应展开有毒赤潮及其毒素对海洋生态系统、海产养殖生物及人类健康影响的机理和可能的预防对策研究。

五、赤潮的预测、预防和治理研究

预测和预防赤潮基于生物学、生态学、物理、化学过程、生物化学过程,以及模型的建立等众多的研究内容之上,关键因子的明确及各因子间的相互作用机制、地域性特征等是其重要参考。特殊种类在特定区域内的模型建立是预测预防赤潮的有效方法,但是,目前众多模型很不确定,其原因在于模型参数的选择及现场数据采集较为困难、数据准确度和可重复性差,赤潮专业研究人员与模型研究人员的大力合作是惟一的解决办法。目前,我国赤潮治理的有关研究已基本形成理论体系,寻找到了提高粘土处理赤潮能力的几种方法,提出了具有高效去除赤潮生物的改性粘土体系,但仍需寻找各种新的有效治理方法和现场治理应用研究,特别是针对特征赤潮种区域性的有效治理的理

论和方法有待从多领域开发，有重点地解决困扰我国海水养殖业、沿海海水质量，以及影响到人们生活的主要赤潮种类的生物治理方法，对于特征赤潮种生物学过程和生物化学过程的研究及赤潮消亡过程的研究有利于赤潮治理新理论的产生。

此外，赤潮研究的各个领域都受到方法学的影响，跨学科的新理论的应用、仪器的改造和新的更精密的仪器设备的应用、实验方法和现场跟踪方法的不断改进，以及全球性的科研合作将带来更富成效的赤潮研究工作。

第五节 近海海洋环境质量调控及退化环境的修复技术的研究

一、海洋环境容量问题中的综合建模研究

海洋的自净能力和环境容量是制定污染物排海总量控制等环境质量调控等措施的基础，这就需要根据不同污染物在海洋环境中的行为和环境要素的特征建立综合性的模型。为此首先要正确选取海洋环境中的各种动力学参数。近几十年来虽然对环境水动力学的研究获得了许多进展，建立的某些水动力模型已趋于成熟，但这类单一动力的模型只能近似模拟某些保守性污染物的运移。对于大多数污染物来说还需要选取生物的、化学的和泥沙等的自净能力的数学定义和参数。其次，在此基础上再建立污染物在多介质环境中分布和转移的综合性模型。对于许多生物利用率高的物质这种环境模型必然会与海洋生态动力学模型相结合。

二、退化海洋生态环境的修复技术

21世纪的海洋环境科研中除应重点关注海洋生态环境质量退化的预测、预防和控制外，对某些受污染和人为因素干扰而退化的环境要进行修复技术的研究，其中优先考虑的包括入海污染物的处置工程技术；污染物治理的物理、化学和生物技术；赤潮等环境灾害的应急处置技术；石油、放射性物质等突发性事故的应急处置技术；生物多样性环境受损的修复技术等。

参 考 文 献

第1、2章

1 陈达森编著,渔业水域环境保护,海洋出版社,1996。

2 陈静生,环境地学,中国环境科学出版社,1986。

3 范志杰,UNEP与海洋环境保护,海洋环境科学,14(1):65-73,1995。

4 关伯仁等,环境科学基础教程,中国环境科学出版社,1997。

5 国家海洋局编,中国海洋21世纪议程,海洋出版社,1996。

6 国家计委、国家科委、国家环保局等编,中国21世纪议程,中国环境科学出版社,1994。

7 刘天齐等,环境保护,化学工业出版社,1996。

8 鹿守本,海洋管理通论,海洋出版社,1997。

9 廖先贵、邹景忠,一门新兴的学科—海洋环境科学,海洋科学(增刊),1978。

10 曲格平,中国环境问题及对策,中国环境科学出版社,1989。

11 韦兴平、关道明、战秀文,1996。对我国海洋环境保护工作的几点设想,海洋环境科学,15(4):64-69。

12 余文涛、袁清林、毛文永,中国的环境保护,科学出版社,1987。

13 <中国大百科全书>环境科学编辑委员会,环境科学卷,中国大百科全书出版社,1983。

14 <中国大百科全书>海洋科学编辑委员会编,海洋科学卷,中国大百科全书出版社,1987。

15 中华人民共和国全国人代常委会,中华人民共和国海洋环境保护法,海洋出版社,2000。

16 邹景忠、李永琪、俞志明等,中国海洋环境保护,中国海洋志(曾呈奎主编),大象出版社,1999。

17 胡敦欣、杨作新,2001。东海海洋通量关键过程,海洋出版社。

18 胡敦欣、韩舞鹰,2001。长江、珠江口及其邻近海域陆海相互作用,海洋出版社。

19 G.O.巴尼主编,公元2000年环境,尚忆初译,科学出版社,1986。

20 GESAMP, 1977. Impact of oil on the marine environment. Rep. & Stud., 6: 248p. FAO.

21 GESAMP, 1990. The state of the marine environment. Rep. & Stud., 39: 111p. UNEP.

22 GESAMP, Global Strategies for Marine Environmental Protection IMO 1991

第3章

1 陈先芬、田春贵,1995。渤黄海环境质量评价和变化趋势,海洋环境监测文集,海洋出版社,63-72。

2 甘居利、贾晓平,1998。南海北部海洋鱼类个体石油烃含量的频率和区域分布,热带海洋,17(2):52(58)。

3 顾宏堪主编，渤黄东海海洋化学，1991，科学出版社。

4 国家海洋局《海洋污染概况》编译组，海洋污染概况，1975，石油化学工业出版社。

5 国家环保局自然保护司编，全国沿海地区入海污染源调查报告，面向新世纪的生态挑战(国家环保局自然保护司编)，中国环境科学出版社，1998，197－207。

6 国家环境保护局、渤黄海海域污染防治科研协作组，渤黄海海域污染防治研究，科学出版社，1990。

7 洪华生、徐立等，香港与厦门港湾污染沉积物研究，1997，厦门大学出版社。

8 李仲钦，1995。南海环境质量状况和变化趋势，海洋环境监测文集，海洋出版社，79－93。

9 林祖亨、李国祺主编，广东海岛环境质量，广东科技出版社，1995。

10 史鄂侯、王玉银，1995。中国近海海域环境质量与防治对策，海洋环境监测文集，海洋出版社，53－62。

11 唐永銮、梁松、陈健怡等，环境质量调查报告，中国海岸带和海涂资源综合调查专业报告集，1989，海洋出版社。

12 张有份、汪惠昌，1995。东海海域环境质量状况和发展趋势，海洋环境监测文集，海洋出版社，73－78。

13 中国海洋年鉴编纂委员会，1986 中国海洋年鉴，1988，海洋出版社。

14 中国海洋年鉴编纂委员会，1987－ 1990 中国海洋年鉴，1992，海洋出版社。

15 中国海洋年鉴编纂委员会，1991—1993 中国海洋年鉴，1994，海洋出版社。

16 中国海洋年鉴编纂委员会，1994—1996 中国海洋年鉴，1997，海洋出版社。

17 中国海洋年鉴编纂委员会，1997—1998 中国海洋年鉴，1999，海洋出版社。

18 中国海洋年鉴编纂委员会，1999—2000 中国海洋年鉴，2001，海洋出版社。

19 GESAMP, 1987. Land－Sea Boundary Flux of Contaminants: Contribution from River. Rep. & Stud., 32:169p. UNESCO.

第 4 章

1 国家海洋局环境监测保护司，海洋环境监测文集，海洋出版社，1995。

2 国家海洋局，中国海洋功能区划报告，1993，海洋出版社。

3 国家环保局国家技术监督局，1997。中华人民共和国国家标准，海水水质标准(3097－1997)。

4 国家环境保护局开发监督司编著，环境影响评价技术原则与方法.，北京：北京大学出版社，335－421，1992。

5 国家质量监督检验检疫总局，200。中华人民共和国标准，海洋生物质量，GB18421－2001。

6 国家质量监督检验检疫总局，2001。中华人民共和国标准，海洋沉积物质量，GB18422－2001。

7 贾晓平、林钦、宗志伦，1990。关于海洋动物体石油烃污染评价标准的探讨，南海水产研究，10－20 页。

8 全国海岸带办公室《环境质量调查报告》编写组，环境质量调查报告，中国海岸带和海涂资源综合调查专业报告集，海洋出版社，1989。

9 童钧安，山东海洋功能区划，1992，海洋出版社。

10 王初升、许章程、郑金树等，1999。研究海洋环境质量生物标准的意义及其内容，海洋环境科学，18(3)：22－27。

11 文湘华，1994。水体沉积物重金属质量基准研究，水体颗粒物和难降解有机物的特性及控制技术原理研究论文集，第一集，中国科学院生态环境中心等编辑，39－46。

12 叶文虎、栾胜基编著，1994。环境质量评价学，北京：高等教育出版社。

13 邹景忠，1998。海洋环境质量生物检测技术，海洋生物技术(曾呈奎、相建海主编)，山东科学技术出版社，389－400。

14 Chapman, P. M., 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria, Environmental Toxicology and Chemistry, 8:589－599.

15 Chapman, P. M., 1997. Acid volatile sulfides, equilibrium partitioning, and hazardous waste site sediments, Environmental Management, 21(2):197－201.

16 Di Toro D. M. et al., 1991. Technical Basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning, 10: pp1541－1583.

17 GESAMP, 1994. Guidelines for marine environmental assessements, Rep. & Stud, .54:

18 Peter P. Rogers, et al., eds. Measuring Environmental Quality in Asia, Harvard unversity press, 1997.

19 Shumway S. E. et al., 1995. Management of shellfish resources. In: Manual on Harmful Marine Microalgae, G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson, and A. D. Cembella(eds.). UNESCO.

20 Zhou, J. ed. Sources, transport and environmental impact of contaminants in the coastal and estuarine areas of China, China Ocean press, 1997.

第5章

1 陈时俊、冯士筰、俞光耀等，1988。我国渤海和十个海湾水质预测及物理自净能力研究.，山东海洋学院学报，18(2)Ⅱ：1－199(专刊)。

2 陈时俊、孙文心、王化桐，1982。胶州湾环流和污染扩散的数值模拟Ⅱ污染浓度的计算，山东海洋学院学报，12(4)：1－12。

3 窦振兴、罗远诠、黄克辛等，1981。渤海潮流及潮余流的数值计算，海洋学报，3(3)：355－369。

4 窦振兴、罗远诠、黄克辛等，1982。渤海潮流污染扩散的数值模拟，海洋学报，4(6)：667－678。

5 方国洪、杨景飞，1985。渤海潮运动的一个二维数值模型，海洋与湖沼，16(5)：337－346。

6 冯士筰，1988。海洋环境流体动力学研究的焦点，山东海洋学院学报，18(2)－Ⅱ：1－11。



7 江毓武、张珞平、陈宗团,1997。闽江口水动力和污染扩散数值模拟,台湾海峡, 16(2):169－173。

8 姜太良、刘光章、王洪升等,1989 青岛沙子口近岸海域海水稀释扩散的经验模式,海洋与湖沼。20(6):528－536。

9 匡国瑞,1986。海湾水交换的研究—海水交换率的计算方法,海洋环境科学, 5(3):44－48。

10 匡国瑞、杨殿荣、喻祖祥等,1987。海湾水交换的研究—乳山东湾环境容量初步探讨,海洋环境科学,6(1):13－23。

11 匡国瑞、俞光耀、张淮等,1994。现场海域水平、铅直扩散系数的推算,海洋学报, 18(4):23－34。

12 雷光耀、徐洪达、山广林等,1983。浅海潮波的数值计算方法,海洋环境科学, 2(1):54－64。

13 李孟国,1995b。海岸工程中实用三维流场数学模型研究,海洋通报。14(6):1－12。

14 李孟国、曹祖德,1995a。海岸河口潮流数值模拟的研究与进展,海洋学报, 21(1):111 125。

15 李培泉、张法高、任广法等,1984。渤海近岸海水扩散规律的研究。海洋与湖沼, 15(2):117－125。

16 李树华、陈文广,1990。北海港湾环流和油类扩散数值模拟,海洋通报, 9(3):1－8。

17 李燕初、李立,1997。厦门浔江海域污染扩散数值模拟,台湾海峡, 16(2):174－180。

18 凌备备,1980。中国近岸海区小尺度水平湍流扩散规律的研究,海洋与湖沼, 11(1):1－12。

19 凌备备,1981。中国近海小尺度海水水平湍流扩散规律与海洋污染预报的研究,海洋学报, 1:165－183。

20 罗家海、潘南明、汪道明,1996。汕头港湾附近水域潮流特征和污染物扩散的数值计算,Ⅰ汕头港附近水域潮流特征及数值模拟,海洋环境科学,15(3):22－28。

21 罗家海、潘南明、汪道明,1997。汕头港湾附近水域潮流特征和污染物扩散的数值计算,Ⅱ汕头港附近水域污染物的扩散数值模拟,海洋环境科学, 16(2):46－50。

22 唐永銮,1983。珠江口海域污染物迁移扩散和转化基本规律的探讨,海洋环境科学, 2(1):1－10。

23 唐永銮,1984。珠江河口湾伶仃洋弥散特征及其弥散模式的分析,海洋环境科学, 3(3):1－11。

24 王化桐、方欣华、匡国瑞等,1980。胶州湾环流和污染扩散的数值模拟Ⅰ.胶州湾潮流数值计算,山东海洋学院学报, 10(1):26－53。

25 王寿景,1990。厦门西港海水交换计算,台湾海峡, 9(2):108－111。

26 吴俊、王振基,1983。大连湾海水交换及自净能力的研究,海洋科学, (6):32－35。

27 徐洪达、姜太良,1990。莱州湾潮流和西南部海域污染物扩散的数值模拟,海洋通报,9(4):64－72。

28 徐洪达、王钟据、刘赞沛,1984。渤海潮混合数值模拟,海洋与湖沼, 15(2):137-145。

29 于克俊,1987。渤海潮波运动的三维数值计算,海洋与湖沼,18(3):227-236。

30 俞光耀、陈时俊,1983。胶州湾环流和污染扩散的数值模拟Ⅲ.胶州湾拉格朗日余流与污染物的迁移,山东海洋学院学报, 13(1):1-14。

31 曾刚,1984。厦门港海水交换初步计算,海洋通报, 3(5):7-11。

32 张法高,1980。表层 Ekman 剪切流场中的瞬时点源扩散,海洋与湖沼, 11(4):287-292。

33 张法高、王文素、李培泉等,1990。石臼港污染物三维扩散系数的计算,海洋科学, 5:1-7。

34 张永良,刘培哲主编,水环境容量综合手册,北京:清华大学出版社,1990,705~750。

35 Awaji T., N. Imasato and H. Kunishi, 1980. Tidal exchange through a strait: A numerical experiment using a simple model basin. J. Phys. Oceanogr., 10(11):1499-1508.

36 Cheng R.T., 1983. Euler-Lagrangian computations in estuarine hydrodynamics. In: C Taylor, J. A. Johnson and R. Smith(eds.), Proc. of the 3th Intern. Conf. on Num. Meth. in Larniar and Turbulent Flow. Pine Ridge Press, 341-352.

37 Cheng R.T., 1982. On Lagrangian Residual Currents with applications in South San Francisco Bay, California, Water Resource Research. 18(6):1652-1662.

38 Dyke P.P.G., 1980. On the Stokes drift induced by tidal motions in a wind estuary. Estuarine Coastal Mar. Sci., 11:17-25.

39 Feng S., 1986. A three-dimensional weakly nonlinear dynamics on tide-induced Lagrangian Residual Current and Mass-transport. Chinese J. of Oceanol. and Limnol. 4(2):139-158.

40 GESAMP, 1984. Thermal discharges in the marine environment, UNEP Region Seas Reports and Studies, No. 45.

41 GESAMP,海洋环境容量—预防海洋污染的方法(尹卫平等译),海洋出版社,1997。

42 Johansen O. Observation and model studies on drift and fate of oil in marine environment. Proc. 7th AMOP Techn. Seminar, 1984, 18-36.

43 Knass J.A., 物理海洋学导论(潘学良等译), 北京:科学出版社, 1983, 47-49.

44 Leedertse J.J., A water-quality simulation model for well mixed estuaries and coastal seas, Vol. Ⅰ, Principles of Computation. RM-6230-RC. Santa Monica California, Rand Corp.

45 Leedertse J.J., R.C. Alexander and S.K. Liu, 1973. A three-dimensional model for estuaries and coastal seas, Vol. Ⅰ, Principles of Computation. R-1417-Owrr Santa Monica California, Rand Corp., 1-57.

46 Longuet-Higgins M.S., 1969. On the transport of mass by time-varying Ocean Currents, Deep Sea Research. 16:431-447.

47 Mackey D., S. Pateson., P. D. Boehm et al., 1981. Physical chemical weathering of



petroleum hydrocarbons from the Ixtoe, Ⅰ: blowout - Chemical measurements and a weathering model. Proc. of Oil Spill Conf., 453 - 460.

48 Makoto K., 1984. The concept of tidal exchange and the tidal exchange ratio. J. Oceanol. Soc. Japan. Vol. 40, 135 - 147.

49 Parker D.S. P., Norris and A.W. Nelson, 1972. Tidal exchange at Golden Gate. Proc. of ASCE, Vol. 98, SA2:305 - 323.

50 Rasmusen D., 1985. Oil spill modeling - A tool for clean - up operation. Proc. of Oil Spill Conf., 243 - 249.

51 Tee K.T., 1976. Tide - induced residual current: A two - dimensional nonlinear numerical model, J. Mar. Res., 31:603 - 628.

52 Zimmerman J.T.F., 1979. On the Euler - Lagrange transformation and the Stokes drift in the presence of oscillatory and residual currents, Deep Sea Res., 26A:505 - 520.

第6章

1 蔡阿根、魏嵩寿、陈慈美主编，海洋环境化学论文选集—纪念吴瑜端教授卓越的工作，厦门：厦门大学出版社，1996。

2 蔡福龙、林志锋、陈英等，1998.热带海洋环境中BHC和DDT的行为特征研究.海洋环境科学，17(2)：1 - 7。

3 陈静生，周家义主编，中国水环境重金属研究，北京：中国环境科学出版社，1992。

4 陈静生、彭瑜等，1985。锦州湾沉积物重金属污染若干问题研究，环境科学学报，5(2)：129 - 139。

5 陈静生、王飞越，1992。关于水体沉积物质量基准问题，环境化学，11(3)：60 - 70。

6 陈宗团、徐立、洪华生，1997。河口沉积物 - 水界面重金属生物地球化学研究进展，地球科学进展，12(5)：434 - 439。

7 戴树桂主编，环境化学，高等教育出版社，1997。

8 邓超冰，1993。海水水质的模糊综合评价模型的比较，海洋环境科学，12(2)：22 - 28。

9 古堂秀、戴敏英等，1988。渤海湾海河口区耗氧有机物的分布特征，海洋科学集刊，No. 29：65 - 75。

10 古堂秀、徐贤义等，1988。渤海湾的有机氯农药和多氯联苯，海洋科学集刊，No. 29：7785。

11 郭劳动、洪华生、庄继浩，1989。闽东罗源湾沉积物 - 水界面磷、硅的交换，热带海洋，8(3)：60 - 67。

12 郭卫东、章小明、杨逸萍、胡明辉，1998。中国近岸海域潜在性富营养化程度的评价，台湾海峡，17(1)：64 - 70。

13 洪华生编，海洋生物地球化学研究论文集(1986—1993)，厦门：厦门大学出版社，1994。

14 黄华瑞等，1988。渤海湾某些重金属及其他元素的分布与转移，海洋科学集刊，No. 29：191 - 210。

15 蒋国昌等,1987。浙江沿海富营养化程度的初步探讨,海洋通报,6(4):38－46。

16 李培泉等编著,海洋放射性及其污染,北京:科学出版社,1983。

17 梁玉波、杨波等,1998。海湾扇贝自身污染的研究,海洋环境科学,17(3):11－18。

18 林荣根,1996。海水富营养化水平评价方法浅析,海洋环境科学,15(2):28－31。

19 林荣根、吴景阳等,1997。虾池水体的富营养化及防治对策,海洋学报,19(6):127－133。

20 林荣根、邹景忠,1997。近海富营养化的结果与对策,海洋环境科学,16(3):71－75。

21 刘萍等,1997。对虾病害防治药物对浮游植物的影响研究,海洋水产研究,18(1):34－41。

22 刘素美、张经、于志刚等,1999。渤海莱州湾沉积物－水界面溶解无机氮的扩散通量,环境科学,20(2)。

23 吕炳全、孙志国编著,海洋环境与地质,上海:同济大学出版社,1997。

24 罗秉征、沈焕庭等编,三峡工程与河口生态环境,北京:科学出版社,1994。

25 马德毅,1993。海洋沉积物的污染指示作用和监测方法,海洋通报, 12(5):99－96。

26 彭云辉、王肇鼎,1991。珠江河口富营养化水平评价,海洋环境科学,10(3):7－13。

27 秦蕴珊,1963。中国陆棚海的地形及沉积类型的初步研究,海洋与湖沼,5(1):71－86。

28 丘耀文,1997。大鹏湾盐田水域富营养化与赤潮,近海富营养化与赤潮研究(林永水主编),科学出版社,111－114。

29 沈志良,1997。胶州湾营养盐的现状和变化,海洋科学,No.1,60－64。

30 宋金明编著,中国近海沉积物－海水界面化学,海洋出版社,1997。

31 孙耀、陈聚法,1993。胶州湾海域营养状况的化学指标分析,海洋环境科学,12(3－4):25－31。

32 孙耀、殷丽、宋云利,1997。虾塘养殖中有机质自身污染速率及程度的研究,海洋科学,4:45－49。

33 孙耀、于宏、杨琴芳、宋云利,1990。丁字湾养殖海域化学指标与营养状况的分析与评价,水产学报,14(1):33－39。

34 唐学玺、李永祺,1998。有机磷农药对海洋微藻致毒性的生物学研究,Ⅷ.久效磷对二种海洋微藻的毒性 效应,海洋通报,17(2):22－27。

35 唐学玺、李永祺,有机磷农药对海洋动物的毒性效应,海水养殖生态环境的保护与改善(李永祺等主编),山东科技出版社,1999。

36 唐学玺、李永祺,有机磷农药对海洋微藻的毒性和自由基伤害机理探讨,海水养殖生态环境的保护与改善(李永祺等主编),山东科技出版社,1999。

37 万国江编著,环境质量的地球化学原理,中国环境科学出版社,1988。

38 韦蔓新,何本茂,1998。廉州湾富营养化与赤潮形成的研究,热带海洋,17(4):65－71。

39 文湘华,1993。水体沉积物重金属质量基准研究,环境化学, 12(5): 334－341。

40 吴景阳,1993。海洋环境地球化学研究,中国海洋科学研究及开发(曾呈奎主编),青岛出版社,265－274。

41 吴景阳、李健博、李云飞等,1987。海河口区阴离子表面活性剂的地球化学,科学通报, 32(10):767－772。

42 吴景阳、李云飞、张湘君,1982。南黄海北部沉积物中重金属的分布及背景值,环境中若干元素的自然背景值及其研究方法,《环境科学》编辑部,科学出版社, 142－148。

43 吴瑜端、陈慈美等,1982。长江口海域有害重金属 Cr(Ⅲ)、Cu(Ⅱ)和 Hg(Ⅱ)的地球化学收支平衡,厦门大学学报自然科学版,21(3):173－179。

44 吴瑜端编著,海洋环境科学,北京:科学出版社,1982。

45 吴瑜端,曾继业,1983。镉的海洋环境化学,海洋环境科学,5:98－105。

46 熊德琪、陈守煜,1993。海水富营养化模糊评价理论模式,海洋环境科学,12(3－4):104－110。

47 徐荣达、吴瑜端,1985。天然水体水相中各金属形态的分离技术及其应用,环境化学,4(3):218－225。

48 徐晓白、戴树桂、黄玉瑶主编,典型化学污染物在环境中的变化及生态效应,北京:科学出版社,1998。

49 许东禹、刘锡清、张训华等主编,中国近海地质,地质出版社,1997。

50 许荣达,吴瑜端,1985。天然水体水相中各金属形态的分离技术及其应用,环境化学,4(3):1－9。

51 杨逸萍、王增焕、孙建、胡明辉,1999。精养虾池主要水化学因子变化规律和氮的收支,海洋科学,1:15－17。

52 叶常明、黄玉瑶、张景镛等编著,水体有机污染的原理研究方法及应用,北京:海洋出版社,1990。

53 曾继业,吴瑜端,1987。纳污港湾污染物质的有限水体混合迁移模式Ⅱ.厦门港 Cu、Pb 迁移模式探讨,环境科学学报,7(1):12－23。

54 张经主编,中国主要河口的生物地球化学研究,海洋出版社,1996。

55 赵一阳、鄢明才编著,中国浅海沉积物地球化学,科学出版社,1994。

56 中国海洋学会编, 21 世纪中国海洋科学与技术展望,北京:海洋出版社,1998。

57 周名江,李正炎,颜天,李钧,1994.海洋环境中的有机锡及其对海洋生物的影响.环境科学进展,2(4):67－76。

58 邹景忠,张景镛,吴景阳等,1988。渤海湾河口区的有机污染物及其防治途径。海洋科学集刊,No.29:1－20。

59 邹景忠、董丽萍、秦保平,1983。渤海湾富营养化和赤潮问题的初步探讨,海洋环境科学,2(2):41－54。

60 Carlson R.E., 1977. A trophic state index for lakes, Limnol. and Oceanol., 22 (2): 361.

61 Chapman, G.A., 1987, Fate and effects of sediment－bound. chemicals in aquatic sys-

tems, (edited by Dickson VC et al.,)PP. 335－376, Pergamon Press, New York.

62 Chapman, P. M., 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. environ. Toxicol. Chem., 8: 589－599.

63 Chester. R. Marine Geochemistry. Unwin Hyman, 1990.

64 Cline J. T., and Upchurch A. P., 1973. Mode of heavy metals migration in the upper strata of lake sediment. Proc. 16th Conf. Great Lakes Research. Int. Assoc. Great Lakes Res., 349－356.

65 Dai Shugui, Huang Guolan, Cai Yong, 1995. Occurrence of butyltin compounds in Tianjin and Dalian Harbor, Water Quality Res. J. Can., 30, 1.

66 Di Toro, 1985. Chemosphere, 14(10): 1503－1538.

67 Forstner U., Ahlf W., Calmano W. et al., 1990. Sediment criteria development, sediments and environmental geochemistry, eds. by D. Heling et al. Springer－Verlag PP. 311－338.

68 GESAMP, 1991. Reducing environmental impacts of coastal aquaculture. Rep. & Stud., 47:35p. FAO.

69 GESAMP, 1993. Anthropogenic influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequences, Rep. & Stud., 52: UNEP.

70 GESAMP, 1993. Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment, Rep. & Stud., 50:173p. IMO.

71 Hisato Iwata, Shinsuke Tanabe, et al., 1998. Butyltin contamination in marine mammals from North pacific and Asian coastal waters, Environ. Sci. Technol., 32(2):193－198.

72 Ignatiades L., M. Karydis and P. Vounatsou, 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales, Mar. Pollut. Bull., 24 (5):238－243.

73 Justic D., 1991. A simple oxygen index for trophic state description. Mar. Pollut. Bull., 22(4):201－204.

74 Liu Xinwei, Wu Jingyang et al., 1996. Background study on non－residual phase of elements in Changjang and Huanghe estuarine sediments, Chin. J. Oceanol. Limnol. 14(3): 282－290.

75 Matthias C. L., Bekkama J. M., Olson G. J. et al., 1986. Comprehensive method for the determination of aquatic butyltin and butylmethyltin species at ultratrace levels using simultaneous hybridization/extraction with gas chromatography－flame photometric detection, Environ. Sci. Technol., 20:609－615.

76 Michel P., 1987. Automatization of a hydride generation/A. A. S system. An improvement for organotin analysis. Oceans'87, 4:1340－1343.

77 Modak D. D., 1994. Mobile and bound forms of trace metals in sediments of the lower Ganges. Water Research, 26(11):1541－1548.

78 Wade T.L., Garcia - Romero B., Brooks J.M., 1990. Butyltins in sediments and bivalves from U.S. coastal areas, Chemosphere, 20:642 - 647.

79 Wu jingyang, 1984. Detection of background values of some heavy metals in marine sediments on basis of nickel content, 1984, Kexue Tongbao, 29(9):1223 - 1226.

80 Yu Guocui, Zhou Jiayi, Liao Xiangui, 1990. The biogeochemical behaviors of pollutants and nutrients in the changjiang estuary and its adjacent sea areas, Biogeochemical Study of the Changjiang Estuary (Yu Guocui, J - M. Martin, Zhou Jiayi. eds.), China Ocean Press, pp:1 - 15.

81 Zhou Jiayi, ed. Sources, transport and environmental impact of contaminants in the coastal and estuarine areas of China, China Ocean Press, 1997. 97 - 102.

第7章

1 陈民山等,1991。胜利原油对海洋鱼类胚胎及仔鱼的毒性效应。海洋环境科学, 10(2):1。

2 陈绍明、高亚辉,1986。九龙江口异养细菌的生态分布,海洋通报,5(2):49 - 53。

3 陈叙龙、张毓琪、陈志琼,1982。汞在渤海湾鱼体内的化学形态积累和各器官组织内的分布,海洋环境科学,1(1):66 - 74。

4 党宏月、黄勃、张志南,1996,青岛湾有机质污染潮间带底栖生物研究,II, 小型底栖动物特点,海洋科学集刊,37:91 - 101。

5 丁美丽,高月华,1981。环境因子对海藻表面细菌区系的影响,海洋湖沼通报,2:32 - 36。

6 顾宏堪主编,1991。渤黄东海海洋化学,科学出版社。

7 唐永銮等主编,环境质量调查报告,1989。中国海岸带和海涂资源综合调查专业报告集,海洋出版社。

8 唐学玺等,1999。紫外辐射诱发三角褐指藻自由基伤害的研究,海洋通报,18(4):93 - 96。

9 唐学玺,李永祺等,1999。有机磷农药对海洋微藻的毒性和自由基伤害机理探讨,海水养殖生态环境的保护与改善(李永祺等主编),山东科技出版社,1 - 27。

10 黄创俭等编,珠江及沿岸环境研究,广东省高等教育出版社,1995。

11 贾树林,1983。锦州湾污染对海洋生物的影响,海洋环境科学,2(4):1 - 10。

12 金岚主编,环境生态学,高等教育出版社,1992。

13 李世效、王仁美、刘发义,1984。汞在罗非鱼体内的代谢,海洋学报,6(4):512 - 519。

14 李永祺、丁美丽,海洋污染生物学,海洋出版社,1991。

15 李正炎等,1998。三苯基氯化锡对等鞭金藻生理功能的影响,海洋科学集刊,37,115 - 120。

16 李正炎等,1998。三苯基氯化锡对等鞭金藻细胞超微结构的影响,海洋科学集刊,37,122 - 123。

17 刘瑞玉、罗秉征,1992。三峡工程对长江口及邻近海域生态与环境的影响,海洋科学

集刊,33:1－14。

18 马德毅、王菊英、闫启仑等,1997。酸溶硫化物(AVS)对沉积物－空隙水系统中二价有毒金属化学活动性的影响,海洋学报,19(5):83－90。

19 钱振儒、张景镛,1988。渤海湾海河口区大肠菌群的数量分布及其与水域有机污染程度的相关性,海洋科学集刊,29,121－129。

20 秦松等,1993。化学诱变剂在实验海洋食物链中的流动以及遗传毒性的检测——镉在褐指藻－中国对虾－欧氏六线鱼实验食物链中的传递,海洋与湖沼,24(5):542。

21 沈竞夫,1984。锦州湾浮游植物群落结构与污染关系的初探,海洋环境科学,4(1):15－23。

22 汝少国、李永祺,1999。有机磷农药对海洋动物的毒性效应,海水养殖生态环境的保护与改善(李永祺等主编),山东科技出版社,26－60。

23 王初升,1986。混合功能氧化酶对外源有机污染物的代谢,海洋环境科学,5(1):7－13。

24 王化泉,赵丽云,1985。南海北部近海大型底栖生物群聚的多样性及其应用于海洋环境质量评价可能性的初步探讨,海洋环境科学,4(3):42－49。

25 王连生、韩朔睽,1993。有机物定量——结构相关,中国环境科学出版社。

26 魏修华、童钧安、李永祺,1993。黄渤海海域污染状况及对生态的影响,黄渤海海洋,11(3):76－82。

27 吴宝铃、李永祺,1989。我国环境海洋学进展,中国环境科学年鉴,中国环境科学出版社,45－50。

28 吴玉霖、崔可铎、刘玉梅等,1983。毛蚶对汞积累和排出的室内实验,海洋与湖沼,14(1):30－34。

29 徐立红、张甬元、陈宜瑜,1995。分子生态毒理学研究进展及其在水环境保护中的意义,水生生物学报,19(2):171－185。

30 徐晓白、戴树桂、黄玉瑶,1998。典型化学污染物在环境中的变化及生态效应,科学出版社。

31 杨震、孔莉,1997。温度变化时沉积物中铜、镉形态对水生生物的可给性,中国环境科学,17(2):160－162。

32 张景镛、钱振儒,1988。渤海湾海河口有机污染水域海洋异养细菌的分布及其菌群组成研究,海洋科学集刊,29,111－119。

33 郑金树、欧寿铭、潘荔卿,1990。半透膜渗透吸附装置(SPMD)的海洋有机氯农药监测研究,海洋环境科学,18(1):19－23。

34 钟创光、赵小奎、陈舜华,1998。四种^{14}C标记农药在某些海洋动物中的积累和降解,热带海洋,17(4):51－56。

35 周名江、颜天,1997。中国海洋生态毒理学的研究进展,环境科学研究,10(3):1－6。

36 邹景忠、张树荣,1985。海洋污染生态调查研究现状和发展主要趋向,海洋环境科学,4(2):34－43。

37 邹景忠、张景镛,1988。渤海湾污染的生态影响,海洋科学集刊,29:175－190。

38 邹景忠、董丽萍,1988。渤海湾海河口区浮游植物动态及其与有机污染的关系,海洋科学集刊,29:131－145。

39 邹景忠、吴玉霖,1992。海洋环境生物学研究,中国海洋科学研究及开发(曾呈奎等主编),青岛出版社,275－292。

40 邹景忠、吴彰宽等,1990。渤海、黄海及其主要海湾污染对海洋生物和水产资源的影响,渤海、黄海海域污染防治研究,科学出版社,pp:141－197。

41 AN 斯特拉勒,AH 斯特拉勒,1983,环境科学导论(北京大学地理系等译),科学出版社。

42 C.A.Oviatt 等著,海洋污染效应测量方法述评(邹景忠译),海洋译报,青岛出版社,1983。

43 GESAMP, 1991. Reducing environmental impacts of coastal aquaculture. Rep. & Stud. 47:35p. FAO.

44 GESAMP, 1993. Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment, Rep. & Stud. 50:173p. IMO.

45 GESAMP, 1959. Long－Term ecological consequences of low－level contamination of the marine environment. Rep. & Stud., 40:14p. FAO.

46 GESAMP, 1980. Monitoring biological variables related to marine pollution, Rep. & Stud. 12:22p, UNESCO.

47 GESAMP, 1996. Monitoring of ecological effects of coastal aquaculture wastes. Rep. & Stud. 57:38p. FAO.

48 Kramer K.J.M., 1994. Biomonitoring of coastal waters and estuaries, CRC Press.

49 Luoma S.N., 1996. The developing framework of marine ecotoxicology: Pollutants as a variable in marine ecosystems., J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 200:29－55.

50 S.A. 巴登著,海洋污染和海洋生物资源(吴喻端等译),海洋出版社,1991。

51 Wong C.S., and P.J. Harrison, 1987. Marine Ecosystem Enclosed Experiment, International Development Research Centre.

52 Zhou M.J., J.Z. Zou and Wu Y. et al., 1995. Marine pollution and its control in the Yellow sea and Bohai sea, Yellow sea, Vol.1:9－16.

第8章

1 陈慈美、苏泽彤,1989。蒙脱石—$Ca(OH)_2$ 对河口区赤潮的抑制效应及其机制的实验室模拟研究,海洋通报,8(2):75－85。

2 陈月琴、屈良鹄、邱小忠等,1997。甲藻单个细胞 DNA 的制备及在赤潮藻类分子鉴定中的应用,中山大学学报(自然科学版),36(4):66－69。

3 陈月琴、屈良鹄、曾陇梅等,1999。南海赤潮有毒甲藻链状－塔马亚历山大藻的分子鉴定,海洋学报, 21(3):105－112。

4 陈月琴等,1999。海洋亚历山大藻属种间界定的分子标准,中山大学学报(自然科学

版),38(1):711。

5 程兆第、高亚辉、刘师成,福建沿岸微型硅藻,海洋出版社,1993。

6 程兆第、高亚辉、Dickman,硅藻彩色图集,海洋出版社,1996。

7 符文侠、黄文祥,1992。中国沿海赤潮及其防治对策,中国自然灾害灾情分析与减灾对策(施雅风等主编),湖北科技出版社, 149-160。

8 付萌、颜天、周名江等,2000。塔玛亚历山大藻对墨西哥湾扇贝早期发育的影响,海洋科学,24(3):8-11。

9 国家海洋局第三海洋研究所,厦门港赤潮调查研究论文集,海洋出版社,1993。

10 洪君超、黄秀清、袁永进等,1989。长江口及临近海区赤潮多发区的分析与探讨,暨南大学学报,赤潮研究专刊, p.40-50。

11 华泽爱编著,1994。赤潮灾害,海洋出版社,pp.122。

12 黄祖源,1986。关于夜光虫造成赤潮水危害海带夏苗生长的观察,福建水产, 2:8-12。

13 霍文毅、郝建华、俞志明等,1999。有害赤潮数值分析研究进展,海洋与湖沼,30(5):568-574。

14 霍文毅、俞志明、邹景忠等,2001。胶州湾中肋骨条藻赤潮与环境因子的关系,海洋与湖沼,32(3):80-80。

15 霍文毅、俞志明、邹景忠等,2001。胶州湾 Eucampia Zoodiacus 赤潮生消动态过程及其成因分析,水产学报,25(3):310-314。

16 金德祥等,1963。中国海洋浮游硅藻类,上海科技出版社。

17 李全生、俞志明、张波等,1998。用改性粘土去除赤潮生物优化条件研究,海洋与湖沼,29(3):313-317。

18 李瑞香、夏滨,1996。胶州湾的有毒甲藻--塔马亚历山大藻和链状亚历山大藻,中国赤潮研究(朱明远、李瑞香、王飞主编),青岛出版社,36-41。

19 梁松、张展霞、钱宏林,大鹏湾环境与赤潮研究,海洋出版社,1996。

20 梁松、钱宏林、齐雨藻,2000。中国沿海的赤潮问题,生态科学,19(4):44-50。

21 林永水、周近明、何建宗,赤潮生物,科学出版社,2001。

22 林永水、邱德全、周近明,小等刺硅鞭藻赤潮的成因,中国赤潮研究(朱明远等主编),青岛出版社,1996。

23 林永水、周近明、邱德全,1996,华南沿海赤潮生物及其生态特征研究,近海富营养化与赤潮研究(林永水主编),科学出版社,1-10。

24 林永水、周近明著,南海甲藻(一),科学出版社,115,1993。

25 林永水编著,近海富营养化与赤潮研究,科学出版社,1997。

26 林元烧,亚历山大藻(Alexandrium)分类研究进展,中国赤潮研究(朱明远、李瑞香、王飞主编),青岛出版社,31-35。

27 林燕棠、贾晓平、杨美兰等,1999。中国沿岸染毒贝类的麻痹性毒素,热带海洋,18(1):90-95。

28 吕颂辉、齐雨藻，1992。南海大鹏湾的主要赤潮生物，暨南大学学报，13(3):130－133。

29 陆丰定、张志道、楼毅等，1995。浙江近海浮游植物与赤潮生物研究，海洋环境科学，14(1):171－176。

30 齐雨藻、洪英、吕颂辉等，1991。中国赤潮新记录种－海洋褐胞藻，暨南大学学报(自然科学版)，12(3):92。

31 齐雨藻、钱锋，1994。大鹏湾儿种赤潮甲藻的分类学研究，海洋与湖沼，25(2):206－210。

32 齐雨藻、钱锋、郑磊，1996。中国东南沿海赤潮的生理生态学研究，《中国赤潮研究》，朱明远等(Ed.)，海洋出版社，p.6－15。

33 齐雨藻等，1994。大鹏湾海洋褐胞藻赤潮及其成因，海洋与湖沼，25(2):132－138。

34 齐雨藻等，1989。中国沿海的赤潮—深圳湾富营养化与赤潮研究，暨南大学学报(自然科学与医学版)，10－21。

35 齐雨藻主编，赤潮，广东科技出版社，1999。

36 钱宏林、梁松，1999。珠江口及其邻近海域赤潮的研究，海洋环境科学，18(3):69－74。

37 钱树本、王筱庆、陈国蔚，1983。胶州湾的浮游藻类，山东海洋学院学报，13(1):39－55。

38 秦晓明、邹景忠，1997。N，P，Fe－EDTA 和 Mn 对赤潮生物锥状斯氏藻生长影响的研究，海洋与湖沼，28(6):594－598。

39 孙晓霞、宋秀贤、张波，俞志明，1999。粘土－MMH 体系对赤潮生物的絮凝作用与机制研究，海洋科学，23(2):46－48。

40 王惠卿、张永波，1992。大连湾赤潮生物及其规律的探讨，海洋环境科学，11(2):28－33。

41 颜天、周名江、邹景忠等，2001。香港及珠江口海域有害赤潮发生机制初步探讨，生态学报，21(10):1634－1641。

42 颜天、付萌等，2001。麻痹性贝毒 PSP 在紫贻贝体内累积、转化与排出，海洋与湖沼，32(4):420－427。

43 尹伊伟、王朝晖、江天久等，2000。海洋赤潮毒素对鱼类的毒害，海洋环境科学，19(4):22－25。

44 于仁诚、周名江，1998。麻痹性贝毒研究进展，海洋与湖沼，29(3):330－338。

45 于仁诚，1998。塔玛亚历山大藻(*Alexandrium tamarense*)产毒生理学研究，中科院海洋研究所博士论文。

46 俞志明，1994。赤潮灾害的预测与治理，海洋科学中若干前沿领域发展趋势的分析与探讨(韩晓鹏等主编)，科学出版社，153－161。

47 俞志明、D. V. Subba Rao，1998。粘土矿物对尖刺拟菱形藻多列型生长和藻毒素产生的影响，海洋与湖沼，29(1):47－52。

48 俞志明、D. V. Subba Rao, 1998。锗对尖刺拟菱形藻多列型生长和藻毒素产生的影响, 科学通报, 43(21): 2311 - 2315。

49 俞志明、宋秀贤、孙晓霞、张波, 1999。粘土表面改性及对赤潮生物絮凝作用研究, 科学通报, 44(3): 308 - 311。

50 俞志明、邹景忠、马锡年, 1992。治理赤潮的化学方法, 海洋与湖沼, 24(3): 314 - 317。

51 俞志明、邹景忠、马锡年, 1994。一种去除赤潮生物更有效的粘土种类, 自然灾害学报, 3(2): 105 - 109。

52 俞志明、邹景忠、马锡年, 1994。一种提高粘土矿物去除赤潮生物能力的新方法, 海洋与湖沼, 25(2): 226 - 232。

53 俞志明、邹景忠、马锡年, 1995。粘土矿物去除赤潮生物的动力学研究, 海洋与湖沼, 26(1): 1 - 6。

54 张诚、邹景忠, 1994。中国近海尖刺菱形藻种下分类的初步研究, 海洋与湖沼, 25(2): 216 - 219。

55 张诚、邹景忠, 1997。尖刺菱形藻氮磷吸收动力学以及氮限制下的增殖特征, 海洋与湖沼, 28(6): 599 - 603。

56 张水浸、杨清良等编著, 赤潮及其防治对策, 海洋出版社, 1994。

57 郑磊、齐雨藻, 1995。赤潮甲藻孢囊研究综述, 暨南大学学报(自然科学版), 16(1): 137 - 147。

58 郑磊、齐雨藻、骆育敏, 1995。大鹏湾有毒赤潮生物孢囊研究, 暨南大学学报(自然科学版), 16(1): 121 - 126。

59 周成旭、吴玉霖、邹景忠, 1994。夜光藻的营养动力学, 海洋与湖沼, 25(2): 152 - 157。

60 周近明、林永水、邱德全, 1996。大鹏湾的赤潮生物 Ⅰ, 中国赤潮研究(朱明远等主编), 青岛出版社, 21 - 31。

61 周近明、林永水、邱德全, 1997。大鹏湾的赤潮生物 Ⅱ, 林永水主编, 近海富营养化与赤潮研究, 科学出版社, 11 - 17。

62 周名江、李钧、于仁诚等, 1999。赤潮藻毒素研究进展, 中国海洋药物, 71: 48 - 54。

63 朱明远等编, 1995。中国赤潮研究 - SCOR/IOC 赤潮工作组中国委员会第二次会议论文选, 青岛出版社。

64 朱根海等, 2000。浙江舟山群岛邻近海域微、小型浮游植物与赤潮生物研究, 东海海洋, 18(1): 177 - 185。

65 邹景忠, 1987。赤潮, 中国大百科全书(海洋科学卷), 大百科全书出版社, 55。

66 邹景忠, 1994。赤潮, 中国农业大百科全书(水产业卷), 中国农业科学出版社, 49。

67 邹景忠, 1992。赤潮生物与赤潮灾害研究, 中国海洋科学研究及开发(曾呈奎等主编), 青岛出版社, 284 - 287。

68 邹景忠、王克行, 我国赤潮灾害研究的新进展, 中国自然灾害灾情分析与减灾对策(施雅风等主编), 湖北科技出版社, 1992, 138 - 143。

69 邹景忠等, 1999。养殖水体富营养化和有害赤潮, 海水养殖生态环境的保护与改善

(李永祺等主编),山东科学技术出版社,74－126。

70 邹景忠,赤潮灾害,中国海洋志(曾呈奎主编),大众出版社,2001。

71 村田寿等,1989。Chattonella marina 赤潮除去剤の检讨一特に过酸化水素と高度不饱和脂肪酸から发生するフリ－ラジカルの除去能,Nippon Suisan Gakkaishi, 55(6): 1075－1082。

72 大须贺龟丸,1983。赤潮处理剂およびその制造方法,日本公开特许公报,JP 昭 58－32805。

73 冈市友利编,赤潮の科学,恒星社厚生阁,1988。

74 九万田一己,1982。モンモリロナイトの赤潮に对する净化作用について,生态化学,5(2):38－40。

75 神田猛等,1989。赤潮除去剤の鱼类に对ちる毒性-特に过酸化水素、硫酸铁(Ⅱ),および盐化铁(Ⅲ)の毒性,水产增殖,37(3):211－224。

76 尾原忠彦、石田祀朗,1990。赤潮プラソクトの防除剤,日本公开特许公报,JP 平 2－67205。

77 小林达治、藤井国博, 1979。赤潮中の光合成细菌と赤潮发生に关する研究, 日本水产学会志, 45(7): 849－ 855。

78 Adachi M., Sako Y., Ishida Y., 1993. The identification of conspecific dinoflagellates Alexandrium tamarense from Japan and Thailand by monoclonal antibodies. Nippon Suisan Gakkaishi, 59, 327－332.

79 Adachi M., Sako Y., 1996. Analysis of Alexandrium (Dinophyceae) species using sequences of the 5.85 ribosomal DNA and internal transcribed spacer regions. J Phycol, 32: 424432.

80 Akihiko Shirota, 1989. Red tide problem and countermeasures (2), Int. J. Aq. Fish. Technol., 1: 195－223.

81 Anderson D.M., Fukuy Y., Matsuoka, K., Cyst methodologies, In: Manual on harmful marine microalgae, Hallgraeff, G.M., Anderson, D.M., CEmella, A.E., (eds), UNESCO, Paris, 1996, pp.229－249.

82 Anderson D.M., Lively J.I., 1985. Sinking characteristics of dinoflagellate cyst. Limnol Ocearoge, 30(5): 1000.

83 Anderson D.M., Cembella A.D., and Hallegraeff, G.M.(eds.), 1998. Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms, NATO ASI Series vol.41. Springer－verlag. Heidelburg.

84 Anderson D.M., S.B. Galloway and J.D. Joseph., 1993. Marine biotoxins and harmful algae: A National plan, Woods Hole Oceanographic Institution Technicol Report.

85 Barber K.G, Kitts D.D. and Townsley, P.M., 1988. Seasonal resistance of the shore crab, Hemigrapsus oregonesis, to saxitoxin injections, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 40:190－197.

86 Bialojan C., Takai A., 1988. Inhibitory effect of a marine – sponge toxin, okadaic acid, on protein phosphatases, Specificity and kinetics Biochem. J., 256: 283 – 290.

87 Bicknell W. J., J. C. Collins, 1972. The paralytic shellfish poisoning incident in Massachusetts September 1972. American Public Health Association Centennial Meeting. Atlantic City, N J.

88 Burkholder J. M., & Glasgow, H. B., 1997. Pfiesteria piscicia and other Pfiesteria – like dinoflagellates: behavior, impacts and environmental controls, Limnol. Oceanogr., 42 (5): 1052 – 1075.

89 Carlsson P., Graneli, E., Utilization of dissolved organic matter (DOM) by phytoplankton, including harmful species, In NATO ASI Series, Vol. G. 41, Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms, (D. M. Anderson et al., eds.) 1998, pp. 509 – 524.

90 Cembella A. L., Taylor F. J. R., 1986. Electrophoretic variability within the Protogonyaulax tamarense/catenella species complex; pyridine linked dehydrogenases. Biochem Syst Ecol, 15: 171.

91 Chang F. H., Mackenzie L., Till D., Hannah D., Thodes L., 1993. The first toxic shellfish outbreaks and the associated phytoplankton blooms in early 1993 in New Zealand. Presented at: Sixth International Conference on Toxic Phytoplankton, Mamtes France, October, 18 – 22.

92 Coulson J. C, G. R. Potts, I. R. Deans S. M. Fraser, Exceptional mortality of shags and other seabirds caused by paralytic shellfish poison. British Birds, 1968, 61: 381 – 405.

93 Cullen J. J., Horrigan S. G., 1981. Effects of nitrate on the diurnal vertical migration, carbon to nitrogen ratio and the photosynthetic capacity of the dinoflagellate *Gymnodinium slendens*, Mar. Biol., 62: 81 – 89.

94 Dale B., Yentsch C. M., 1978. Red tide and paralytic shellfish poisoning, Oceanus, No. 21, 41 – 49.

95 Dale B. 1983. Dinaflagellateresting cysts: "benthic plankton", In: Fryxell G A (ed). Survival Strategies of the Algae. Cambridge Univ Press Cambridge, 69 – 136.

96 Denn E. E., Morlaix M., Dao J. C., Effects of Gyrodinium CF. Aureolum on Pecten Maximus (post larvae, juveniles and adults), Toxic Marine Phytoplankton, Edna Graneli et al. (eds), 1990, 132 – 136.

97 Dickey R. W., Fryxell G. A., Granade H. R, Roelke D., 1992. Detection of the marine toxins okadaic acid and domoic acid in shellfish and phytoplankton in the Gulf of Mexico, Toxicon, 30: 355 – 359.

98 Doucette G. J., Harrison, P. J., 1991. Aspects of iron and nitrogen nutrition in the red tide dinoflagellate *Gymnodinium surguineum*, II, Effects of iron depletion and nitrogen source on iron and nitrogen uptake, Mar. Biol., 110: 175 – 182.

99 Dzurica S., Lee, C., Cosper, E. M., 1989. Role of environmental variables specifically

organic compounds and micronutrients in the growth of the chrysophyte *Aureococcus anophagefferens*. In Novel Phytolankton Blooms: Causes and impacts of recurrent brown tide and other unusual blooms, eds. Coser E. M., Springer, p 229－252.

100 ECOHAB, 1995. The ecology and oceanography of harmful algal blooms. A national research agenda. ECOHAB workshop Rep. Woods Hole Oceanographic Inst. 66p.

101 Foxall T.L., Stoptaugh N.H., Ikawa M., Sasner J.J.Jr, 1979. Secondary intoxication with PSP in Cancer irroratus. In: Taylor T, Selinger HH (eds) Toxic dinoflagellate blooms. Elsevier/North Holland NY 413－418.

102 Fukuyo, Y., et al., 1990. Red tide organism in Japan: An illustrated taxonomic guide. Japan Fish. Res. Cons. Assoc. Tokyo.

103 Furnas M., 1990. In situ growth rates of marine phytoplankton approaches to measurement, community and species growth rates. J. Plankton Res. 12: 1117－1151.

104 GESAMP, 1993. Anthropogenic influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequences, Rep. & Stud., 52: UNEP.

105 Gobler C. J., and Cosper, E. M., 1996. Stimulation of brown tide blooms by iron, In. Harmful and Toxic Algal Blooms, Proc. 7th Int. Conf. on Toxic Phytoplankton, Intergov. Oceanogr. Comm. UNESCO. pp 321－324.

106 Granmo Ake, Jon Havenhand, Kerstin Magnusson and Ib Svane, 1988. Effects of the planktonic flagellate Chrysochromulina polylepis Manton et Park on fertilization and early development of the ascidian Ciona intestinalis (L.) and the blue mussel Mytilus edulis L. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol. 124, 65－71.

107 Hallegraeff G.M., Harmful algal blooms: a global overview, In: Manual on Harmful Marine Microalgae, Hallegraeff G M, Anderson D M, Cembella A D (eds), 1995, 1－18.

108 Hallegraeff G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase, Phycologia, 32(7): 79－99.

109 Hamano Y., Kinoshita Y., Yasumoto T., 1986. Enteropathogenicity of diarrhetic shellfish toxins in intestinal models, J. Food Hyg. Soc. Jpn, 27: 375－379.

110 Holmes C. F. B., Luu H. A., Carrier F., Schmitz F. J., 1990. Inhibition of protein phosphatases－1 and －2A with acanthifolicin. Comparison with diarrhetic shellfish toxins and identification of a region on okadaic acid important for phosphatase inhibition, FEBS Lett., 270: 216－218.

111 Honjo Tsuneo, 1987. Growth potential of Chattonella marina (Raphidophyceae) colleted in Golasho Bay, Central Japan, Bull. Plankton. Soc. Japan, 34(2): 119－124.

112 ICES, 1992. Effects of Harmful Algal Blooms on Mariiculture and Marine Fisheries, ICES cooperative Res. Rep. 181. ICES.

113 IOC, 1995. Manual on Harmful Marine microalgae. (G. M. Hallegraeff, etal. Eds.) UNESCO.

114 Ives J.D., 1987. Possible mechanisms underlying copepod grazing responses to levels of toxicity in red tide dinoflagellates, J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol.112, 131 – 145.

115 Ives J.D., The relationship between *Gonyaulax tamarense* cell toxin levels and copepod Elsevier, New York, 1985, 413 – 418.

116 Iwasaki Hideo, 1987. Recent progress of red tide studies in Japan: an overview, In Red Tide: Biology, Environmental Science and Toxicology, ed. by Okaichi Tomotoshi et al., Elsevier (New York), pp. 3 – 9.

117 Jonas – Davies J., Liston J., 1985. The occurrence of PSP toxins in intertidal organisms. In: Anderson DM, White AW, Baden DG(eds) Toxic dinoflagellates. Elsevier New York, 467 – 472.

118 Koller A.A., Rice, R. L., 1989. Effects of nutrient enrichment on natural pollutions of the brown tide phytoplankton *Aureococcus anophagefferens* (Chrysophyceae), J. Phycol., 25: 636 – 646.

119 Koyama K., Noguchi T., Uzu A., Hashimoto K., 1983. Resistibility of toxic and nontoxic crabs against PSP and tetrodotoxin, Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 49(3): 485 – 489.

120 Kvitek R.G. and M.K. Beitler, 1988. A case for sequestering of paralytic shellfish toxins as a chemical defense, Journal of shellfish research, Vol.7, No.4, 629 – 636.

121 Luckenbach M.W., K.G. Sellner, Sandra E. Shumway, and Kathleen Greene, 1993. Effects of two bloom – forming dinoflagellates, *Prorocentrum minimum* and *Gyrodinium uncatenum* on the growth and survival of the eastern oyster, Crassostrea virginica (Gmelin 1791), Journal of Shellfish Research, Vol.12, No.2, 411 – 415.

122 Lundholm N., Skov J., Pocklington R., Moestrup O., 1994. Toxic and potentially toxic pseudonitzschia in Danish coastal waters. Abstract, Fourth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae, 3 – 5.

123 Matsuoka K., Fukuyo Y., Anderson D.M., Methods for modern dinoflagellate cyst studies. In: Okaichi, Anderson, Nemoto(eds). Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology, Elsevier Sci Publ, New York, 1989, 461.

124 Milligan A. J., An investigation of factors contributing to blooms of the "brown tide" *Aureococcus anophagefferens* (Chrysophycea) under nutrient saturated, light limited conditions. MS Thesis. SUNY Stony Brook. 1992, p 84.

125 Neale P. J., Banaszak A. T., Jarrel C. R., 1998. Ultraviolet sunscreens in *Gymnodinium sanguineum* (Dinophyceae) mycosorine – like amino acid and protect against inhibition of photosynthesis, J. Phycol., 34: 928 – 938.

126 Nisbet I.C., 1983. Paralytic shellfish poisoning: Effects on breedingterns, Condor, 85: 338 – 345.

127 Nishibor N., Nishino S., 1997. Occurrence of polyamines in the bloom forming toxic di-

noflagellate *Alexandrium tamarense*, Fish. Sci., 63(2): 319 – 320.

128 Nishiwaki S., Fujiki H., Suganuma M., Furuya – suguri H., Matsushima R., et al, 1990. Structure – activity relationship within a series of okadaic acid derivatives, Carcinogenesis, 11: 1837 – 1841.

129 Nixon S. W., Granger S. L., Taylor, D. I., 1994. Subtidal volume fluxes, nutrient inputs and the brown tide, an alternate hypothesis, Estuarine Coastal Shelf Sci., 39: 303 – 312.

130 Noguchi T., Daigo K., Arakawa O., Hashimoto K., 1985. Release of paralytic shellfish poison from the exoskeleton of a zanthid crab *Zosimus aeneus*. In: Toxic dinoflagellates (Anderson DM, White AW, Baden DG eds). Elsevier Science Pub Co Inc New York, 293 – 298.

131 Pillet S., Houvenaghel G., 1995. Influence of Experimental toxification by DSP producing microalgae, *Prorocentrum Lima*, on clearance rate in blue mussels Mytilus edulis., Harmful Marine Algal Blooms, 481 – 486.

132 Proctor L. M., Fuhrman J. A., 1990, Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. Nature., 343: 60 – 62.

133 Qi Yu – zao, Hong Ying, David M. Kulis, 1996. Dinoflagellate cysts from recent marine sediments of the south and east China seas, Asian Marine Biology, 13:87 – 103

134 Rueter J. G., and Ades, D. R., 1987. The role of iron nutrition in phytoplankton and nitrogen fixation in cultures of Trichodesmium (Cyanophyceae), J. Phycol., 23: 452 – 457.

135 Sako Y., Akachi M., Ishida Y., Preparation and characterization of monoclonal antibodies to Alexandrium species. In: Smayda T. J, et al eds. Toxic Phytoplankton Blooms in the sea. Amsterdam: Elsevier, 1993. 87 – 93.

136 Satoshi Takeda and Yasushi Kurihara, 1994. Preliminary study of management of red tide water by the filter fjeeder *Mytilus edulis* galloprovincialis. Marine pollution bulletin, 28(11):662 – 667.

137 Scholin C., Miller P. et al., Harmful Marine Algal Blooms, Sendai, Japan: Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 1996. 439462.

138 SCOR – IOC, 1998, The Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms(ECOHAB), Joint SCOR – IOC Workshop Havreholm, Denmark.

139 Sellner K. G., 1997, Physiology, ecology and toxic properties of marine cyanobacteria blooms, Limnol., Oceanogr., 42(5): 1089 – 1104.

140 Shumway S. E., 1990. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture, J. World Aquaculture SOC., 21(2):65 – 104.

141 Shumway S. E., 1995. Phycotoxin – related shellfish poisoning, Bivale mollusces are not the only vectors. Rev. Fisheries Sci., 3(1):1 – 31.

142 Smayda T. J., Dinoflagellate bloom cycles: what is the role of cellular growth rate and bacteria? In. Harmful and Toxic Algal Blooms, Proc. 7th Int. Conf. on Toxic Phytoplankton, Intergov. Oceanogr. Comm. UNESCO. pp 331 – 334.

143 Smayda T. J., 1997. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea, Limnol. Oceanogr., 42(5): 1137 – 1153.

144 Sournia A., 1995. Red – tide and toxic marine phytoplankton of the world ocean: an inquiry into biodiversity, Harmful Marine Algal Blooms, 103 – 112.

145 Tomas C R. 1995. Identifying Marinc Diatoms and Dinoflagellates. Academia Press. Inc.

146 Teegarden G. J., A. D. Cembella, 1996. Grazing of toxic dinoflagellates, Alexandrium spp., by adult copepods of coastal Maine: Implication for the fate of paralytic shellfish toxins in marine food webs, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 196: 145 – 176.

147 Tester P. A., Gymnodinium breve red tide blooms: Initiation, transport, and consequences of surface circulation, Limnol. Oceanogr. 1997, 42(5 Part 2), p. 1039 – 1051.

148 Todd, Ewen C. D., Domoic acid and amnesic shellfish poisoning – – a review, Journal of Food Protection, 1993, Vol. 56, No. 1, pp. 69 – 83.

149 Tseng C. K., M. J. Zhou and J. Z. Zou, 1993, Toxic phytoplankton studies in China, Toxic Marine phytoplankton(Smaqda, T. J. ed.)Elseviet, 347 – 452.

150 Uye S., 1986. Impact of copepod grazing on the red tide flagellate *Chatonella antiqua*, Mar. Biol., 92: 35 – 43.

151 Watras C. J., Garcon, V. C., Olson, R. J., et al., 1985. The effect of zooplankton grazing on estuarine blooms of the toxic dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*, Journal of Plankton Research, 7(6): 891 – 908.

152 White Alan W., 1981. Marine zooplankton can accumulate and retain dinoflagellate toxins and cause fish kills, Limnol. Oceanogr., 103 – 109.

153 Yasumoto T., and Murata M., Lee J. S., Torigoe K., Poleyether toxins produced by dinoflagellates, In: Natori S, Hashimoto K, Ueno Y, (eds), Mycotoxins and Phycotoxins, Elsevier Amsterdam, 1989, 375 – 382.

154 Yasumoto T., and Murata M., Polyether toxins involved in seafood poisoning, In: Hall S, Starichartz G R, Marine Toxins (eds), ACS Symposium Series, 1990, 418: 120 – 132.

155 Yasumoto T., Oshima Y., Sugawara W., Fukuyo Y., et al., 1978. Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of diarrhetic shellfish poisoning, Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 46: 1405 – 1411.

156 Yasumura D., Oshima Y., Yasumoto T., Alcala A. C., Alcala L. C., 1986. Tetrodotoxin and paralytic shellfish toxins in Philippine crabs, Agric. Biol. Chem., 50

(3): 593 - 598.

157 Yu Guocui, Zhou Jiayi, Liao Xiangui, 1990., The biogeochmeical behaviors of pollutants and nutrients in the Changjiang estuary and its adjacent sea areas, Biogeochmeical Study of the Changjiang Estuary (Yu Guocui, J - M. Martin, Zhou Jiayi. eds.), China Ocean Press, pp: 1 - 15.

158 Yu Zhiming, Zou Jingzhong and Ma xinian, 1994a. Application of clays to removal of red tide organisms I. Coagulation of red tide organisms with clays, Chin. J. Oceanol. Limnol., 12(3): 193 - 200.

159 Yu Zhiming, Zou Jingzhong and Ma xinian, 1994b. Application of clays to removal of red tide organisms II. Coagulation of different species of red tide organisms with montmorillonite and effect of clay pretreatment, Chin. J. Oceanol. Limnol., 12(4): 316 - 324.

160 Yu Zhiming, Zou Jingzhong and Ma xinian, 1995. Application of clays to removal of red tide organisms III. The coagulation of kaolin on red tide organisms, 1995, Chin. J. Oceanol. Limnol., 13(1): 62 - 70.

161 Zhou Mingjiang, Li Jun, Bernd Luckas et al, 1999. A recent shellfish toxin investigation in china, Marine Pollution Bulletin, 39(1): 331 - 334.

162 Zimmerman J.T.F., 1979. On the Euler - Lagrange transformation and the Stokes drift in the presence of oscillatory and residual currents, Deep Sea Res., 26A: 505 - 520.

163 Zou J, Z., M.J Zhou and C. Zhang, Ecological features of toxic *Nitzschia pungens* Grunow in Chinese coastal waters, In: Toxic Phytoplankton Blooms in the sea, T. J. Smayda and Y. Shimizu, (eds) Elsevier Science Publications B V, 1993, 347 - 352

第 9 章

1 陈述彭主编,1998。地球系统科学 - 中国进展世纪展望,中国科学技术出版社。

2 戴树桂主编,环境化学,高等教育出版社,1997。

3 国家自然基金委员会,自然科学学科发展战略研究报告:环境化学,北京:科学出版社,1996。

4 霍文毅、郝建华、俞志明等,1999。有害赤潮数值分析研究进展,海洋与湖沼,30(5):568 - 574。

5 林昱、陈孝麟、庄栋法,1992。围隔生态系内富营养引起赤潮的初步研究,海洋与湖沼,23(3):312 - 316。

6 王修林、石晓勇等。1998,影响海洋环境质量的重要海洋过程研究,中国海洋学会等主编,'98 青年海洋论坛——海洋可持续发展论文集,121 - 125,海洋出版社。

7 吴景阳,1993。海洋环境地球化学研究,中国海洋科学研究及开发(曾呈奎主编):265 - 274,青岛出版社。

8 于仁诚、周名江,1998。麻痹性贝毒研究进展,海洋与湖沼,29(3):330 - 338。

9 俞志明,1994。赤潮灾害的预测与治理,海洋科学中若干前沿领域发展趋势的分析与探讨(韩晓鹏等主编),科学出版社,153 - 161。

10 俞志明、孙晓霞,1998。赤潮监测方法及治理技术,海洋生物技术(曾呈奎、相建海主编):401-415,山东科学技术出版社。

11 俞志明、邹景忠、马锡年,1992。治理赤潮的化学方法,海洋与湖沼,24(3):314-317。

12 曾呈奎、邹景忠,1979。海洋污染及其防治研究现状和展望,环境科学,5:1-10。

13 张法高,1993。海洋环境水动力学研究,中国海洋科学研究及开发(曾呈奎主编):261-264,青岛出版社。

14 中国海洋学会编,21 世纪中国海洋科学与技术展望,北京:海洋出版社,1998。

15 周名江、李钧、于仁诚等,1999。赤潮藻毒素研究进展,中国海洋药物,71:48-54。

16 周名江、于仁诚,1998。赤潮藻及其毒素生物监测新技术,海洋生物技术(曾呈奎、相建海主编):416-429,山东科学技术出版社。

17 周名江、朱明远、张经,2001。中国赤潮的发生趋势和研究进展,生命科学,13(2):54-59。

18 邹景忠,1992。赤潮生物与赤潮灾害研究,中国海洋科学研究及开发(曾呈奎等主编),青岛出版社,284-287。

19 邹景忠,1994。当代海洋环境科学研究的若干重大计划简介,环境与发展,1(1):4-2。

20 邹景忠,1998。海洋环境质量生物监测技术,海洋生物技术(曾呈奎、相建海主编):389-400,山东科学技术出版社。

21 邹景忠,1999。当代海洋环境科学研究的若干前沿领域,当代海洋环境科学前沿(苏纪兰、秦蕴珊主编),学苑出版社,341-346。

22 邹景忠、吴玉霖,1992。海洋环境生物学研究,中国海洋科学研究及开发(曾呈奎等主编),青岛出版社,275-292。

23 邹景忠等,1999。养殖水体富营养化和有害赤潮,海水养殖生态环境的保护与改善(李永祺等主编),山东科学技术出版社,74-126。

24 Anderson D. M., Cembella A. D. And Hallegraeff, G. M. (eds.), 1998. Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms, NATO ASI Series vol. 41. Springer-velag, Heidelburg.

25 Anderson D. M., 1995. The ecology and oceanography of harmful algal blooms. A national research agenda. ECOHAB workshop Rep. Woods Hole Oceanographic Inst. 66p.

26 GESAMP, 1990. Review of potentially harmful substances - Nutrients, Rep. & Stud., 34.

27 GESAMP, 1990. The state of the marine environment, Rep. & Stud., 39.

28 GESAMP, 1991. Global strategies for marine environmental protectuion, Rep. & Stud., 45.

29 GESAMP, 1991. Grobal change and air/sea exchange of chemical, Rep. & Stud., 48.

30 GESAMP, 1994. Guidelines for marine environmental Assessements, Rep. & Stud. 54;

31 GESAMP, 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs, Rep. &

Stud., 62.

32 GESAMP, 1999. Report of the twenty - ninth session of GESAMP, Rep. & Stud., 67.

33 Nierenberg W. A., Encyclopedia of Environmental Biology, Academic Press. 1995

34 SCOR - IOC, 2001. Global Ecology and Oceanography of Harmful Algae Blooms. (GEOHAB), Science plan, Publ. SCORand IOC, Baltimore and paris.

35 Steidinger K. A., 1983. A re - evaluation of toxic dinoflagellate biology and ecology, Progress in psychological Research, Vol. 2. (Round /Chapman, eds.), Elsevier Science publishers. B. V.

36 Tseng C. K., M. J. Zhou and J. Z. Zou, 1993. Toxic phytoplankton studies in China, Toxic Marine phytoplankton (Smada, T. J. ed.) Elseviet, 347 - 452.